



CONTAMINANTES EMERGENTES: ORIGEN Y DESTINO

EMERGING CONTAMINANTS: SOURCE AND DESTINATION

MÁSTER UNIVERSITARIO EN HIDROLOGÍA Y GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Presentado por:

D^a MARÍA TERESA CUENCA ROMPINELLI

Dirigido por:

Dr./Dra. D./D^a ELOY GARCÍA CALVO

Alcalá de Henares, a 17 de Septiembre de 2019

ÍNDICE

1.	RESUMEN	1
2.	OBJETIVOS.....	2
3.	METODOLOGÍA.....	2
4.	INTRODUCCIÓN	3
4.1.	EL CICLO HIDROLÓGICO	3
4.2.	LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS	4
5.	LOS CONTAMINANTES EMERGENTES.....	5
5.1.	DEFINICIÓN Y CLASIFICACIÓN	6
5.2.	MARCO LEGISLATIVO	8
5.2.1.	<i>Nivel Europeo.....</i>	<i>8</i>
5.2.2.	<i>Nivel Estatal</i>	<i>10</i>
6.	ORIGEN Y DESTINO DE LOS CECs	12
6.1.	LA LLEGADA DE LOS CECs AL MEDIO ACUÁTICO.....	12
6.2.	PRINCIPALES CONTAMINANTES DE INTERÉS EMERGENTE EN EL AGUA.....	14
6.2.1.	<i>Productos farmacéuticos</i>	<i>15</i>
6.2.2.	<i>Drogas de abuso.....</i>	<i>18</i>
6.2.3.	<i>Pesticidas y biocidas</i>	<i>19</i>
6.2.4.	<i>Productos de cuidado personal</i>	<i>22</i>
6.2.5.	<i>Otros contaminantes de interés emergente.....</i>	<i>23</i>
7.	RIESGOS QUE ENTRAÑAN LOS CECs.....	26
8.	MÉTODOS DE DETECCIÓN Y ELIMINACIÓN DE CECs DE LAS AGUAS	28
8.1.	AVANCES EN DETECCIÓN Y ANÁLISIS: DETERMINACIÓN DE CECs EN LAS AGUAS	28
8.2.	TÉCNICAS DE ELIMINACIÓN DE CECs	29
8.2.1.	<i>Tratamientos físico-químicos.....</i>	<i>30</i>
8.2.2.	<i>Procesos de Oxidación Avanzada (POAs).....</i>	<i>33</i>
8.2.3.	<i>Tratamientos biológicos</i>	<i>36</i>
8.2.4.	<i>Tecnologías híbridas</i>	<i>36</i>
8.3.	PREVENCIÓN DE CECs EN LAS AGUAS	39
8.3.1.	<i>Reformulación de productos.....</i>	<i>39</i>
8.3.2.	<i>Alternativas en la dosificación</i>	<i>39</i>
8.3.3.	<i>Alternativas de comercialización</i>	<i>40</i>
8.3.4.	<i>Alternativas de dispensación</i>	<i>40</i>
8.3.5.	<i>Alternativas de eliminación y reciclaje</i>	<i>41</i>

8.3.6. Mejora de las legislaciones y sensibilización del consumidor	41
9. DISCUSIÓN	41
10. CONCLUSIONES	44
11. BIBLIOGRAFÍA Y WEBGRAFÍA.....	45
12. ANEXOS.....	48

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. EL CICLO HIDROLÓGICO. TOMADO DE WWW.USGS.GOV	3
FIGURA 2. ESQUEMA DE TRANSPOSICIONES REALIZADAS DESDE LA APROBACIÓN DE LA DMA DE LAS DIRECTIVAS EUROPEAS EN MATERIA DE AGUAS AL MARCO NORMATIVO ESPAÑOL.	12
FIGURA 3. FUENTES Y CAMINOS DE LOS CONTAMINANTES DE INTERÉS EMERGENTES HASTA LAS AGUAS. TOMADO DE (GAVRILESCU, ET AL., 2014).	14
FIGURA 4. DESTINO Y TRANSPORTE DE PRODUCTOS FARMACÉUTICOS EN EL MEDIO AMBIENTE Y SU LLEGADA A LAS AGUAS DE CONSUMO HUMANO. TOMADO DE WHO, 2011.....	16
FIGURA 5. POSIBLES VÍAS QUE TOMAN LOS PESTICIDAS/BIOCIDAS HASTA LLEGAR AL MEDIO ACUÁTICO Y CONSUMIDORES. TOMADO DE DE LA CRUZ, 2013.....	21
FIGURA 6. COMPARATIVA DE MÉTODOS FÍSICO-QUÍMICOS PARA LA ELIMINACIÓN DE ESTRÓGENOS EN EL AGUA LLEVADA A CABO POR BODZEK Y DUDZIAK EN 2006. TOMADA DE PATIÑO ET AL., 2014.	33

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. CONTAMINANTES DE INTERÉS EMERGENTE MÁS REPRESENTATIVOS. MODIFICADO DE ARBELÁEZ, 2015.	14
TABLA 2. CONCENTRACIONES MEDIAS Y MÁXIMAS EXPRESADAS EN NG/L DE PRODUCTOS FARMACÉUTICOS PRESENTES EN AGUAS DE DIFERENTES PAÍSES EUROPEOS. MODIFICADO DE WHO, 2011.....	17
TABLA 3. CONCENTRACIÓN Y FRECUENCIA DE DETECCIÓN DE DROGAS DE ABUSO EN AGUAS RESIDUALES DE ENTRADA Y SALIDA DE EDARs Y AGUAS DE RÍOS. MODIFICADA DE ARBELÁEZ, 2015.....	19
TABLA 4. CONCENTRACIONES MEDIAS Y RANGOS DE CONCENTRACIÓN DE PRINCIPALES PCPS A LA ENTRADA Y SALIDA DE LA EDAR. MODIFICADO DE DE LA CUZ, 2013.	23
TABLA 5. RIESGOS ECOTOXICOLÓGICOS QUE PROVOCAN ALGUNOS CECs. MODIFICADO DE DE LA CRUZ, 2013.	28
TABLA 6. EFICACIA DE ELIMINACIÓN DE CECs MEDIANTE ADSORCIÓN. MODIFICADO DE PATIÑO ET AL., 2014.	31
TABLA 7. TECNOLOGÍAS BASADAS EN POAS PARA EL TRATAMIENTO DE CONTAMINANTES EN LAS AGUAS. MODIFICADA DE PATIÑO, ET AL., 2014.....	34
TABLA 8. TRATAMIENTOS CONVENCIONALES VS AVANZADOS EN LA ELIMINACIÓN DE PRODUCTOS FARMACÉUTICOS DE LAS AGUAS. MODIFICADO DE WHO, 2011.	38

1. RESUMEN

El crecimiento demográfico ha traído de la mano el auge del progreso industrial y tecnológico, y con ellos el desarrollo de multitud de compuestos químicos que han llegado a contaminar las aguas (superficiales, subterráneas y/o potables), causando una disminución de su calidad. Hace 30 años, no era posible detectar en el agua la presencia de contaminantes en concentraciones muy bajas (ng/L o µg/L), pero gracias al desarrollo de métodos de detección y análisis de gran sensibilidad (espectrometría de masas, cromatografía de gases o líquidos); es posible conocer cualitativamente y cuantitativamente los contaminantes en el medio acuático. Dichos contaminantes de nueva aparición o contaminantes que no son nuevos pero que no se podían cuantificar se denominan contaminantes de interés emergente (CECs). Su regulación es escasa y la mayoría no se encuentran contemplados dentro del listado de contaminantes prioritarios ni a nivel europeo ni estatal. Los CECs, se encuentran en productos de distinta naturaleza, como: productos farmacéuticos, productos de higiene personal, pesticidas/biocidas, aditivos industriales y alimentarios, surfactantes, etc.

Hasta el momento existe un conocimiento limitado sobre los efectos a largo plazo de estos contaminantes en los ecosistemas y la salud humana, aunque numerosos estudios han mostrado que pueden ser altamente tóxicos, incluso sus subproductos pueden serlo aún más, otros pueden ser disruptores endocrinos, la mayoría bioacumulables y pueden afectar a toda la cadena trófica generando más o menos trastornos ecológicos.

Se ha comprobado que el mayor aporte de CECs proviene de efluentes procedentes de las Estaciones Depuradoras de Agua (EDAR), ya que, los tratamientos convencionales no son capaces de eliminar estos contaminantes. Por tanto, es necesaria la mejora en las técnicas de tratamiento de aguas existentes y el desarrollo de nuevas que consigan la remoción de los mismos. Entre los métodos de eliminación de CECs de las aguas, los métodos avanzados (ozonización, fotólisis, ósmosis inversa, Fenton, biomembrana, etc.) son los que mejores resultados de remoción están mostrando, algunos incluso llegando a eficacias del 100%. Por último, no solo los métodos de tratamiento de agua son la solución para eliminar los CECs, es importante conocer medidas de prevención de los mismos en el medio acuático, como: una correcta eliminación, reutilización y reciclaje, la reformulación de productos, dosificación individualizada de medicamentos, concienciación y educación social sobre los riesgos que entrañan estos contaminantes en las aguas.

2. OBJETIVOS

Uno de los objetivos del presente trabajo es conocer qué son los contaminantes emergentes y por qué se han convertido en un motivo de preocupación actual, llevando al estudio y control de los mismos. Saber cuál es la evolución que han ido sufriendo a lo largo del tiempo y el papel que juega el ser humano en cuanto a su presencia en el medio acuático. Comprender bajo qué legislación se encuentran actualmente recogidos a nivel europeo y estatal. Entender los peligros o riesgos que puede entrañar la presencia de contaminantes de interés emergente en el medio ambiente, de manera específica en el medio acuático y en las aguas de consumo humano. Por último, adentrarse en los medios disponibles para su detección y análisis, así como su correcta eliminación de las aguas; cuáles son los nuevos tratamientos o ideas que se están desarrollando y posibles acciones que pueden llevarse a cabo para prevenir su presencia en el medio ambiente.

3. METODOLOGÍA

Al tratarse de un trabajo puramente bibliográfico la metodología llevada a cabo ha sido la búsqueda y selección de información vía Internet tanto en inglés como en español enfocada en el área de contaminación de los cuerpos de agua. Empleando palabras clave como contaminante emergente, productos farmacéuticos o de higiene personal, pesticidas, métodos de eliminación de contaminantes, etc. Las principales fuentes de información empleadas son los estudios científicos recogidos en artículos o revistas científicas, seguido de tesis doctorales, Directivas y Reales Decretos, así como información proveniente de organismos gubernamentales. Los principales motores de búsqueda han sido: Dialnet, ResearchGate, Science Direct, World Wide Science, Scielo y Google Académico para la búsqueda de artículos científicos, donde puedes registrarte de manera gratuita y acceder a los artículos en formato PDF. Otro apoyo fundamental es Google para la búsqueda de tesis doctorales, páginas web gubernamentales de Estados Unidos, Europa y España, Boletines Oficiales del Estado y otras páginas webs relacionadas con el ámbito de la hidrología de interés para este trabajo.

4. INTRODUCCIÓN

4.1. El ciclo hidrológico

El agua se encuentra cubriendo aproximadamente el 70% de la superficie terrestre, aunque también existe en forma de vapor en la atmósfera y de manera subterránea en los acuíferos. Del total de agua terrestre ($1,39 \cdot 10^9 \text{ km}^3$) un 2,5% corresponde a agua dulce ($3,48 \cdot 10^7 \text{ km}^3$); pero no toda se encuentra al alcance, tan solo un 30% queda en el suelo ($1,04 \cdot 10^7 \text{ km}^3$). Siendo superficial, tan solo el 1% ($1,04 \cdot 10^5 \text{ km}^3$) de las misma; es decir, agua que discurre por cuencas hidrográficas en forma de ríos y arroyos que se deposita formando lagos o lagunas y en acuíferos y que se extrae para consumo humano. Además su distribución en la Tierra es muy variable, existiendo regiones donde es muy abundante, mientras que en otras es un bien escaso. (www.jumapan.gob.mx).



Figura 1. El ciclo hidrológico. Tomado de www.usgs.gov.

Es ese pequeño porcentaje de agua superficial el que se encuentra en continuo movimiento y se repone regularmente a través del ciclo hidrológico (ver Figura 1), en el cual el agua se evapora llegando a las capas superiores de la atmósfera, donde condensa y se produce la formación de nubes. Las corrientes de aire trasladan esas nubes a lo largo de la superficie terrestre donde colisionan, crecen y caen en forma de precipitación (lluvia o nieve). La mayor parte de la precipitación cae en océanos/mares o sobre la tierra, donde debido a la gravedad fluye por ella formando la escorrentía superficial. Parte de esa escorrentía alcanza los ríos y es devuelta a los océanos. El agua de escorrentía y el agua subterránea que brota hacia la superficie se almacena formando lagos o lagunas de agua dulce. La precipitación que no ha fluido hacia los ríos, se infiltra en los suelos, parte de la misma permanece en las

capas superiores y vuelve a los cuerpos de agua y a los océanos como descarga de agua subterránea. Otra parte del agua subterránea encuentra aperturas en la superficie terrestre y emerge como manantiales de agua dulce. El agua subterránea que se encuentra a poca profundidad, es tomada por las plantas a través de sus raíces y transpirada por la superficie de sus hojas, regresando de nuevo a la atmósfera. La parte de agua que ha continuado infiltrándose hacia capas inferiores del suelo produce la recarga de acuíferos; con el tiempo, esta agua continuará moviéndose alcanzando los océanos creando así un ciclo continuo. Los humanos causan cambios sobre la superficie terrestre que repercuten en el ciclo del agua tanto cualitativa como cuantitativamente (De la Cruz, 2013).

4.2. La contaminación de las aguas

Uno de los principales problemas a los que enfrentarse es lograr una buena calidad del agua para el consumo humano, pues es crucial para la supervivencia, desarrollo y para el medio ambiente. Cada vez son más los residuos que llegan al medio acuático produciendo su contaminación y alterando su calidad pues durante décadas, toneladas de sustancias biológicamente activas, sintetizadas para su uso en la agricultura, la industria, la medicina, etc. se han vertido al medio ambiente sin pensar en las consecuencias que podrían derivar. El problema de la contaminación comenzó a hacerse evidente a mediados del siglo XIX. (Barceló y López de Alda, 2008).

En algún punto del ciclo hidrológico se produce la contaminación de las aguas alterando su calidad. De acuerdo con este ciclo, las principales vías de entrada de contaminantes en el medio acuático son las aguas residuales (urbanas, industriales, origen agrícola o ganadero). La prevalencia de una u otra depende en gran medida del tipo de contaminación y del nivel de depuración o atenuación natural (si existe) que experimenten las aguas. (Barceló y López de Alda, 2008).

Entre los principales contaminantes se encuentran los microorganismos, especies no endémicas, cambios en la temperatura, acidez, salinidad o compuestos químicos tóxicos. Entre 1930 y 2000, la producción global de químicos se incrementó de 1 millón a 400 millones de toneladas anuales. Estadísticas publicadas por el EUROSTAT en 2013 revelaron que entre 2002 y 2011, más del 50% del total de productos químicos producidos eran dañinos para el medio ambiente y dentro de ese 50%, el 70% representaban un impacto significativo para el medio ambiente. (Gavrilescu, et al., 2014). Aun teniendo en conocimiento estos datos, no se sabe con exactitud cuál es el alcance del deterioro sufrido

en la calidad de las aguas a nivel mundial, ya que, según la UNEP (*United Nations Environmental Programme*), nunca se ha llevado a cabo un análisis a escala global. (De la Cruz, 2013).

La preocupación sobre la contaminación de las aguas en el mundo está aumentando en los últimos años, siendo su control una materia prioritaria en los países desarrollados y muchos en vías de desarrollo. Los elementos clave para la prevención, control y reducción de la descarga de sustancias peligrosas, nutrientes y otros contaminantes en los ecosistemas acuáticos, radica en el control de la fuente o foco de producción de esa contaminación, además es necesaria una regulación eficaz sobre las emisiones de aguas residuales por parte de las autoridades competentes. (De la Cruz, 2013). Las medidas legislativas se han ido adoptando de manera progresiva y han contribuido a paliar parcialmente la situación; sin embargo, el descubrimiento de nuevos contaminantes potencialmente peligrosos ponen en evidencia que es necesaria la investigación continua para proteger la salud humana y del medio ambiente, conseguir un uso sostenible del agua y atenuar los efectos del cambio climático y las sequías (Barceló y López de Alda, 2008). Resulta, por experiencia, que es más económico tomar medidas de prevención de contaminación que la descontaminación de medios acuáticos. (De la Cruz, 2013).

5. LOS CONTAMINANTES EMERGENTES

La expresión "contaminante emergente" probablemente hay que atribuírsela a Rachel Carson¹ que en su libro *Primavera Silenciosa*, de 1962, demostró que el uso generalizado del DDT para eliminar los mosquitos y otras plagas había llevado a la muerte y desaparición a muchas especies vegetales. Información publicada después de muchos años de su masiva utilización y algunos antes de su definitiva prohibición (Castillo, 2016).

A partir de 1965, comenzó a aumentar la preocupación por la posible presencia de productos farmacéuticos y de higiene personal en los suministros de agua. Por primera vez, investigadores de la Universidad de Harvard determinaron la existencia de estrógenos de origen natural y sintético en el agua efluente de plantas de tratamiento de aguas residuales. Haciendo así que en la década de 1970 este tema se estudiara tanto en los Estados Unidos

¹ Rachel Carson (1907-1964): bióloga marina, escritora, científica y ecologista estadounidense. Contribuyó a la puesta en marcha de la conciencia ambiental moderna a través de sus escritos. (www.rachelcarson.org).

como en Europa. A principios de la década de 1990, investigadores de Alemania y Suiza habían conseguido identificar múltiples nuevos contaminantes en aguas residuales y aguas superficiales donde habían sido descargadas aguas residuales. Fue a raíz del crecimiento del número de estudios en los cuales se ha identificado la presencia de estos contaminantes en el agua potable que ha aumentado la preocupación por los mismos. (Eckstein y William, 2011).

5.1. Definición y clasificación

Los contaminantes emergentes (CEs, del inglés *Emerging Contaminants*) se definen como materiales, elementos, compuestos, especies químicas, e incluso fenómenos físicos desconocidos o no reconocidos cuya presencia en el medio ambiente, en alimentos o agua, en cualquier producto natural o artificial, o en cualquier ser vivo, no es necesariamente nueva, pero sí lo es el conocimiento de las posibles consecuencias perjudiciales de su existencia. Además, su control no está regulado por las administraciones públicas y la disponibilidad de técnicas y métodos para su análisis es nula o muy limitada (Castillo, 2016). La Agencia de Protección de Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) comenzó a incluir en 2008 el término: “Contaminante de Interés Emergente” (*Contaminant of Emerging Concern, CECs*) que pretende reemplazar el término contaminante emergente (USEPA Workgroup, 2008). La EPA define los CECs como sustancias químicas u otras sustancias que no están incluidas actualmente en los sistemas de control rutinarios, que han sido descubiertas recientemente en los diferentes compartimentos ambientales y pueden causar efectos potencialmente nocivos para la salud humana y el medio ambiente. Los CECs no tienen que ser necesariamente nuevos productos químicos y generalmente incluyen contaminantes que a menudo han estado presentes en el medio ambiente, pero cuya presencia, importancia y efectos no habían sido evaluados hasta ahora (USEPA Workgroup, 2008).

No hace mucho tiempo, la preocupación y el interés en materia de contaminación se basaban en estudiar aquellos compuestos que se encontraban en gran cantidad en el medio ambiente y de toxicidad conocida. Gracias al avance tecnológico y científico ha sido posible la identificación de otros contaminantes que en principio no resultaría una amenaza, pero que deben ser estudiados con la misma dedicación que los anteriores. A pesar de los esfuerzos realizados hasta el momento que han conseguido aumentar drásticamente tanto la calidad del agua superficial como de consumo humano, siguen existiendo graves problemas; ya que, el actual incremento en el uso de productos químicos

provoca que aunque existan algunos compuestos químicos regulados a nivel legislativo, continúe una amplia variedad de los mismos sin regular que siguen llegando a las aguas pudiendo constituir una amenaza para el medio ambiente y/o la salud humana. (USEPA Workgroup, 2008).

Se distinguen diferentes tipos de CECs (USEPA Workgroup, 2008):

- **Contaminantes orgánicos persistentes (COPs):** tales como difenil éteres polidibromados, empleados en retardantes de llama, espuma para muebles, plásticos, etc. Además de otros contaminantes orgánicos globales como los ácidos orgánicos perfluorados, los plaguicidas, insecticidas (DDT),
- **Contaminantes de origen farmacéutico:** provienen de productos farmacéuticos (p. ej., antidepresivos, antibióticos, ibuprofeno, paracetamol), en medicamentos veterinarios (p. ej., anti fúngicos, bactericidas, hormonas), drogas de abuso, agentes de diagnóstico, entre otros.
- **Contaminantes procedentes de productos de cuidado personal:** son productos de uso cotidiano como cremas, lociones, fragancias, cosméticos, suplementos nutricionales, etc.
- **Nanomateriales,** como nanotubos de carbono o dióxido de titanio en partículas de escala nanométrica.

Dentro de los CECs también se incluyen los subproductos derivados de las sustancias anteriores y los disruptores endocrinos²(p.ej., estrógenos sintéticos y naturales, andrógenos).

En los últimos años, compuestos químicos de una amplia variedad de productos farmacéuticos y de higiene personal (PPCPs, del inglés *Pharmaceutical and Personal Care Products*), sus subproductos y compuestos disruptores endocrinos (EDCs, del inglés *Endocrine Disrupting Compounds*), están recibiendo cada vez más atención por parte de la comunidad de tratamiento de aguas y tratamiento de aguas residuales debido a la capacidad

² Los disruptores endocrinos son componentes capaces de influir en la producción, liberación, transporte, metabolismo, unión, acción o eliminación de las hormonas en el cuerpo de manera natural. Pequeños cambios en las funciones endocrinas, especialmente durante ciertas etapas del ciclo de vida, pueden conducir a efectos profundos y duraderos. (Eckstein y William, 2011).

de los PPCPs de degradarse parcialmente o persistir en las aguas incluso cuando las mismas han recibido tratamiento (Eckstein y William, 2011).

Dependiendo de la matriz, un contaminante se considera persistente si su vida media es superior a 2 meses (para aguas) o 6 meses (suelos y sedimentos). Sin embargo, no es una característica necesaria: los CECs, que son susceptibles a biodegradación, son introducidos constantemente al medio ambiente debido a una producción masiva y un consumo elevado. Es más, en algunos casos, los CECs pueden biodegradarse en intermedios que pueden ser más tóxicos para el medio ambiente que sus precursores. Por consiguiente, el problema se agudiza. (González, 2016). Muchos pueden encontrarse durante décadas en el medio acuático o terrestre a niveles que suponen un riesgo significativo, aun cuando se hayan tomado medidas para reducir o eliminar las emisiones de dichas sustancias, ya que algunos pueden también transportarse a largas distancias y presentan una gran ubicuidad en el medioambiente (Arbeláez, 2015). Por todo ello (omnipresencia, persistencia, riesgos de exposición y/o bioacumulación), es preciso continuar destinando medios y esfuerzo en su estudio; siendo necesaria la implicación de los gobiernos y la industria en el desarrollo de programas medioambientales que incluyan la gestión de los CECs. Además, hay que tener en cuenta que los CECs representan un grupo en constante crecimiento, es decir, aparecen nuevas sustancias u otras que, ya siendo conocidas, suponen un riesgo o sólo han podido ser detectadas con métodos recientes. Por lo tanto, no se trata de un término restrictivo: cualquier contaminante podría ser considerado como emergente dependiendo de las circunstancias. (González, 2016).

5.2. Marco Legislativo

La gran mayoría de los CECs no se encuentran regulados a nivel europeo, tampoco lo están en España y sólo algunos de ellos se han incluido en la lista de contaminantes prioritarios de la Directiva Marco del Agua a nivel europeo y en el Real Decreto. Sin embargo, es pertinente discutir la legislación vigente en torno a los contaminantes de manera general en materia de aguas.

5.2.1. *Nivel Europeo*

Para la política europea acotando el tema a contaminación de aguas, la cronología de directivas comienza en el año 1975, año a partir del cual, el desarrollo de legislación en materia de aguas ha seguido en continuo crecimiento (González, 2016), a continuación se

recoge de manera resumida la legislación más relevante hasta la fecha sobre contaminación de las aguas:

- **2000.** Este año marca un hito importante en cuanto a legislación sobre aguas con la aprobación de la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre por la que se estableció un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas para que la lucha contra la contaminación fuese más efectiva (www.miteco.gob.es). Por ello, se le denominó Directiva Marco del Agua (DMA) y entró en vigor el 22 de diciembre del 2000. (González, 2016).

En la DMA, se detallan las medidas a tomar para proteger integralmente el agua, considerada como patrimonio y no como bien comercial, así como garantizar su calidad química y ecológica. Toma medidas de protección de las aguas tanto en términos cuantitativos como cualitativos y pretende garantizar su sostenibilidad. Para conseguir esto, se estipuló reducir progresivamente la contaminación existente generada por los vertidos de sustancias tóxicas en el agua. (www.miteco.gob.es).

En consecuencia, se clasificaron los contaminantes de acuerdo a su peligrosidad (González, 2016): sustancias contaminantes: elementos que pueden causar disfunciones y por tanto deterioro del estado ecológico y/o químico; sustancias prioritarias: elementos que por su elevada toxicidad, relevancia o cantidad pueden proporcionar un riesgo significativo para la vida del medio acuático y sustancias prioritarias peligrosas: elementos que son tóxicos, persistentes y bioacumulables.

- **2001.** Se realizó por primera vez un listado de sustancias que normalmente producían la mayor parte de la contaminación de las aguas. Se trata de la Decisión 2455/2001/CE; en ella se estableció una lista dinámica (revisada cada cuatro años) de 33 sustancias prioritarias, dentro de las cuales 14 se clasificaron como sustancias prioritarias peligrosas. Por su parte, en la DMA se estipuló que las emisiones y vertidos de sustancias tanto contaminantes como prioritarias deberían ser limitadas en lo progresivo, mientras que para las sustancias prioritarias peligrosas se fijó un plazo máximo de 20 años para su completa supresión. (González, 2016).

- **2006.** Como complemento a la DMA se adoptó la Directiva 2006/118/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. (González, 2016).

- **2008.** Se aprobó la Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre, relativa a las Normas de Calidad Ambiental (NCA) en el ámbito de la política de aguas, de las 33 sustancias prioritarias recogidas en la Decisión 2455/2001/CE además de la necesidad de crear una lista de observación de los CECs, también denominados candidatos prioritarios (www.igua.es).

La directiva, definió las NCA como: “la concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en agua, sedimentos o biota, que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y el medio ambiente”. Este límite se estableció para sustancias prioritarias y otros contaminantes (8 adicionales) en aguas (y en biota en algunos casos). (González, 2016).

- **2013.** Se aprobó la Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de agosto, en ella se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas. La lista de sustancias prioritarias aumentó hasta 45. (González, 2016, www.igua.es).

- **2015.** Se aprueba la Decisión de Ejecución 2015/495/CE, en la cual se recogen por primera vez una lista de 10 sustancias de observación o candidatas a prioritarias. Estos compuestos serían los que más se aproximan a la definición de contaminantes emergentes. Este listado debe ser actualizado por la Comisión cada 2 años siguiendo la estrategia de profundizar durante 4-5 años en el conocimiento, presencia y efectos de dichas sustancias, y tras ese periodo se decide si se incluyen o no en la lista de contaminantes prioritarios. (www.igua.es). Ver el listado de sustancias prioritarias en el Anexo I.

- **2018.** Se publica la nueva Decisión de Ejecución 2018/840/CE en el ámbito de la política de aguas, derogando la anterior Decisión de Ejecución 2015/495/CE sobre la lista de sustancias prioritarias, añadiéndose una nueva lista de 8 sustancias de observación más. (www.igua.es, www.madridmas.org).

5.2.2. Nivel Estatal

En España comienza en el siglo XIX una etapa de “liberalismo hídrico”; produciéndose el primer hito de esta regeneración hídrica en 1879 con la aprobación de la “Ley de Aguas”, donde se asentaban los principios básicos de la utilización racional del agua. Establecía que: “el agua es un recurso natural escaso, indispensable para la vida y para el ejercicio de la inmensa mayoría de las actividades económicas; es irremplazable, no ampliable por la mera voluntad del hombre, irregular en su forma de presentarse en el tiempo y en el

espacio, fácilmente vulnerable y susceptible de usos sucesivos”. Surge la denominada planificación hidrológica. (González, 2016, www.igua.es).

A continuación se recogen las legislaciones más relevantes a nivel estatal:

- **2001.** Aprobación del Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, en donde se incorporó al derecho español la DMA (González, 2016).
- **2003.** La transposición de la DMA se completó con la Ley 62/2003, de 30 de diciembre de 2003, donde se trata principalmente cuestiones relativas a planificación hidrológica. Como medida complementaria a la transposición de la DMA, se adoptó el Real Decreto Legislativo 140/2003, de 7 de febrero, incorporando al derecho español los criterios sanitarios de la calidad de agua de consumo humano (González, 2016).
- **2009.** En cuanto a protección de aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro, se aprobó el Real Decreto Legislativo 1514/2009, de 2 de octubre. Actualmente, se encuentra vigente el Real Decreto Legislativo 815/2013, de 18 de octubre, en donde se aprobó el reglamento de emisiones industriales establecido en la Ley 16/2002, de 1 de julio, relativo a la prevención y control integrados de la contaminación, cuya normativa regula el vertido de aguas residuales en las cuencas hidrográficas intercomunitarias (González, 2016).
- **2011.** Se realiza la transposición de la Directiva 2008/105/CE a la legislación española en el Real Decreto 60/2011 del 21 de enero donde se recogen las NCA de las sustancias prioritarias (ver Anexo II).
- **2015.** Se aprobó el Real Decreto Legislativo 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las NCA. Este Real Decreto derogó al Real Decreto Legislativo 60/2011 y traspone la Directiva 2013/39/UE en vigor, a su vez modificativa de las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE. Además este Real Decreto incluye un listado propio de 16 sustancias denominadas sustancias preferentes que suponen un riesgo significativo para las aguas superficiales españolas debido a su especial presencia, toxicidad, persistencia y bioacumulación. (González, 2016, www.igua.es). Se recoge el listado de sustancias preferentes en el Anexo III.

A modo de resumen, se recogen las transposiciones más relevantes que se han realizado desde la aprobación de la DMA en el año 2000 hasta hoy:

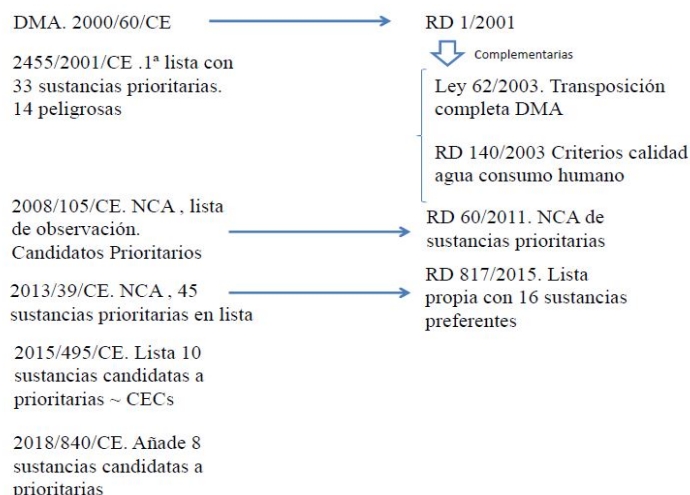


Figura 2. Esquema de transposiciones realizadas desde la aprobación de la DMA de las directivas europeas en materia de aguas al marco normativo español.

6. ORIGEN Y DESTINO DE LOS CECs

Conocer las fuentes de las que provienen los CECs es esencial por dos razones: la primera, para poder aplicar diferentes requisitos legales y reglamentos según la fuente; y la segunda, la aplicación de posibles alternativas de minimización o eliminación específica de los mismos para cada tipo de fuente. Existen CECs tanto de origen natural como artificial, pero los primeros no constituyen la principal fuente de generación de contaminantes en las aguas sino los de origen antropogénico. (Eckstein y William, 2011). La cantidad de fuentes de origen humano es muy amplia; siendo las fuentes de contaminación más comunes los tipos de CECs recogidos en el apartado 5.1 (productos farmacéuticos y de higiene personal, drogas ilícitas, retardantes de llama, pesticidas, biocidas, nanomateriales, entre otros).

6.1. La llegada de los CECs al medio acuático

Los CECs pueden terminar en las aguas superficiales, subterráneas y de consumo humano a través de diferentes procesos. A continuación, se recogen las principales vías de contaminación de aguas por CECs:

- El principal proceso a partir del cual se produce la contaminación del medio acuático es la descarga en aguas superficiales del agua tratada procedente de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDARs), ya que estudios recientes han corroborado el aumento de la presencia de CECs en los efluentes procedentes de las mismas (Eckstein y William, 2011).
- Aguas residuales no tratadas en las EDARs, bien porque los sistemas de alcantarillado no llegan a algunas zonas, por pérdida de parte del agua en roturas/brechas en las tuberías del sistema o por episodios de lluvia intensa donde la cantidad de agua a tratar

por las EDARs excede su capacidad de tratamiento, provocando así que aguas levemente tratadas o con ningún tratamiento portadoras de CECs lleguen al medio acuático contaminándolo (Eckstein y William, 2011).

- Aguas residuales portadoras de CECs procedentes de diferentes procesos industriales, hospitales o centros de salud pueden llegar tratadas o sin tratar a fuentes de aguas superficiales produciendo su contaminación.
- A través de los lodos generados en las EDARs. El uso principal de esos lodos es su aplicación en los terrenos como fuente de nutrientes; tras episodios de lluvia o derretimiento de nieve, esos CECs contenidos en los lodos pueden absorberse en los suelos y llegar a infiltrarse hasta alcanzar las aguas subterráneas (Eckstein y William, 2011).
- Las aguas tratadas empleadas en el riego de jardines y terrenos para la agricultura son también una fuente de CECs. (Eckstein y William, 2011).
- La presencia de CECs en aguas subterráneas también se ha detectado en áreas donde los desechos de origen humano han sido tratados en sistemas de tanques sépticos. Los desechos de los animales de la ganadería pueden recogerse en lagunas o estanques; estos serán un buen medio mediante el cual los CECs contenidos en los líquidos de desecho pasen a las aguas subterráneas. (Eckstein y William, 2011).
- Los CECs de origen farmacéutico o de cuidado personal están presentes en las heces y en la orina de los animales; el estiércol utilizado en las tierras también los contendrán, siguiendo el mismo proceso que para el caso de los lodos provenientes de las EDARs, esos CECs podrán llegar a alcanzar las aguas subterráneas. (Eckstein y William, 2011).

En la Figura 3 pueden verse esquematizados los procesos explicados sobre las principales fuentes generadoras de CECs de origen antropogénico y los mecanismos que siguen los mismos para llegar a las aguas tanto superficiales, como subterráneas y de consumo.

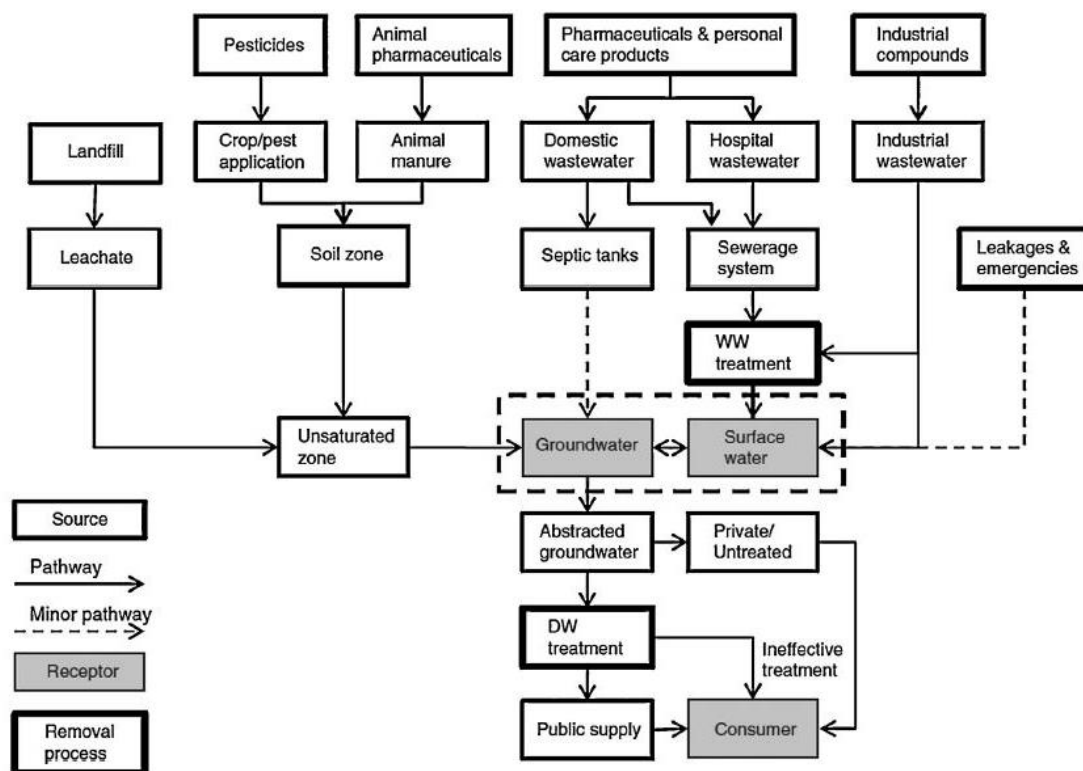


Figura 3. Fuentes y caminos de los contaminantes de interés emergente hasta las aguas. Tomado de (Gavrilescu, et al., 2014).

6.2. Principales contaminantes de interés emergente en el agua

La lista de CECs incluye una amplia variedad de compuestos de diferentes estructuras y usos como también metabolitos³ y productos de transformación. En la Tabla 1 se muestran los CECs más representativos. Muchos de éstos son tóxicos o son clasificados como disruptores endocrinos. (Arbeláez, 2015).

Tabla 1. Contaminantes de interés emergente más representativos. Modificado de Arbeláez, 2015.

Grupo de Contaminantes	Subgrupo	Compuestos de Interés Emergente
Productos Farmacéuticos	Antibióticos Analgésicos y antiinflamatorios Psiquiátricos	Lincosamidas, macrólidos, sulfamidas, tetraciclinas, quinolonas Paracetamol, ácido acetil salicílico, ibuprofeno, diclofenaco Benzodiacepinas, barbitúricos

³ Metabolito: Es cualquier sustancia producida durante el metabolismo (digestión u otros procesos químicos corporales) o producto que queda después de la descomposición (metabolismo) de un fármaco por parte del cuerpo (<https://medlineplus.gov/spanish/>).

Continuación Tabla 1. Contaminantes de interés emergente más representativos. Modificado de Arbeláez, 2015.

Grupo de Contaminantes	Subgrupo	Compuestos de Interés Emergente
Productos Farmacéuticos	B-bloqueantes Medios de contraste de rayos X Esteroides y hormonas Citostáticos	Metoprolol, propranolol, timolol Iopromide, iopamidol, diatrizoato Estradiol, estrona, estriol, dietilestilbestrol Vincristina, etopósido, cisplatino
Productos de higiene personal	Parabenos Filtros solares Perfumes	Metilparabeno, etilparabeno, propilparabeno Benzofenonas, cinamato, bencilidenos, derivados del alcanfor Fragancias nitro, policíclicas y macrocíclicas
Tensoactivos	Sulfonatos Alcanolamidas Alquilfenoles	α -olefin sulfonato de sodio Lauril monoetanolamida Nonilfenol, octilfenol
Aditivos y agentes industriales	Benzotriazoles Agentes quelantes	Benzotriazol, toliltriazol EDTA
Edulcorantes	-	Sacarina, sucralosa, aspartamo, ciclamato, stevia, NHDC
Drogas de abuso	Cocaínicos Opiáceos Opiodes	Cocaína, benzoilecgonina Morfina, codeína Heroína, metadona

A continuación, se realiza una descripción detallada de cada uno de los contaminantes de interés emergente cuya presencia en el medio acuático ha sido demostrada y cuantificada con numerosos estudios llevados a cabo a lo largo de los años.

6.2.1. *Productos farmacéuticos*

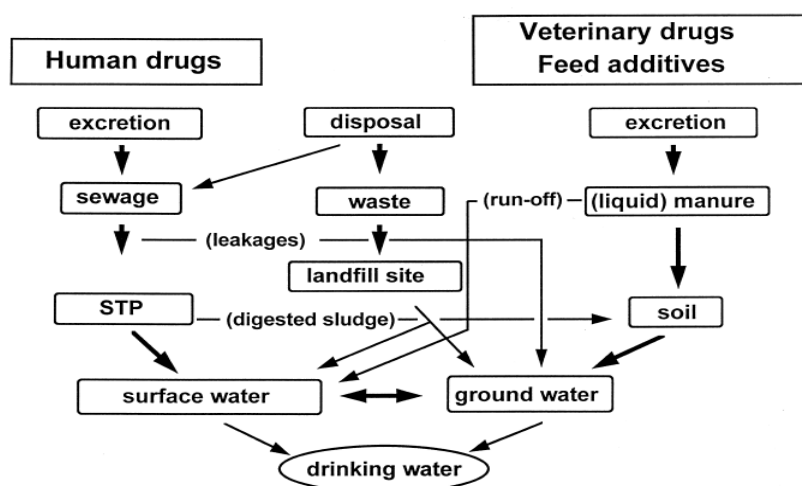
Los productos farmacéuticos, son medicamentos de origen natural o sintético que pueden ser adquiridos con o sin prescripción médica, también se incluyen en este grupo los fármacos de uso veterinario. Debido a los principios activos que los conforman son sustancias que generan a nivel social grandes beneficios pues ayudan en la prevención y cura de enfermedades. Entre los fármacos más comunes de prescripción humana se encuentran los analgésicos/antiinflamatorios como el ibuprofeno, paracetamol o el diclofenaco. Destacan también el consumo de antihipertensivos, como el metopropol (β - bloqueante), los antiepilépticos como la carbamacepina y los antibióticos como la amoxicilina y el sulfametoxazol. A estos se le añaden los fármacos usados en veterinaria, acuicultura, ganadería y la avicultura. (Barceló y López de Alda, 2008).

El consumo de fármacos en la Unión Europea es de toneladas anuales. De todos los contaminantes de interés emergente, los productos farmacéuticos son los que suscitan una mayor preocupación y en particular los antibióticos, debido a la producción y consumo en

constante crecimiento que se realiza de los mismos, produciéndose así grandes descargas sobre los cuerpos de agua. (Barceló y López de Alda, 2008).

Presencia de productos farmacéuticos en las aguas

Los productos farmacéuticos pueden llegar al medio ambiente por diferentes rutas (ver Figura 4), incluyendo las excreciones tanto humanas como animales, los efluentes de las depuradoras, lodos de tratamiento generados en las mismas, desechos médicos, veterinarios o industriales, lixiviados de vertederos y biosólidos.



Note: STP is sewage treatment plant.

Figura 4. Destino y transporte de productos farmacéuticos en el medio ambiente y su llegada a las aguas de consumo humano. Tomado de WHO, 2011.

Estudio de productos farmacéuticos en las aguas

Los científicos demostraron la presencia de fármacos en el medio ambiente hace más de 30 años en estudios realizados en Estados Unidos en la década de los 70, que reportaron la presencia de medicamentos para el corazón, analgésicos y medicamentos para el control de la natalidad en aguas residuales (WHO, 2011). Sin embargo, no ha sido hasta principios de la década de los 90 que el tema de los fármacos en el medio ambiente ha surgido con fuerza, como demuestran la gran cantidad de estudios y artículos publicados desde entonces, creando así un gran interés a nivel científico y social. (Barceló y López de Alda, 2008). La referencia más citada es el estudio realizado por la Encuesta Geológica de los Estados Unidos, donde se investigaron 95 fármacos y otros contaminantes orgánicos en 139 fuentes de agua a lo largo de Estados Unidos durante 1999 y 2000 (Kolpin et al., 2002). Estudios posteriores llevados a cabo en Reino Unido mostraron que diversos fármacos estaban presentes en los efluentes tratados y en los cuerpos de agua de recepción en Inglaterra (WHO, 2011). Otros muchos estudios publicados y revisados mostraron que

la fuente principal de entrada de fármacos al agua superficial proviene de las aguas residuales urbanas descargadas en fuentes receptoras, además de la eliminación incorrecta de medicamentos, la excesiva medicación y el uso de productos veterinarios desechados directamente por desagües y alcantarillas (Kolpin et al., 2002).

En la siguiente tabla se recogen algunos ejemplos de productos farmacéuticos encontrados en las aguas de diferentes países europeos:

Tabla 2. Concentraciones medias y máximas expresadas en ng/L de productos farmacéuticos presentes en aguas de diferentes países europeos. Modificado de WHO, 2011.

Concentraciones medias (máximas) (ng/L)					
Compuesto	Austria	Finlandia	Francia	Alemania	Suecia
Bezafibrato	20 (160)	5 (25)	102 (430)	350 (3100)	-
Carbamazepina	75 (294)	70 (370)	78 (800)	25 (110)	30-150
Diclofenaco	20 (64)	15 (40)	18 (41)	150 (1200)	20-150
Ibuprofeno	nd	10 (65)	23 (120)	70 (530)	nd (150)
Iopromuro	91 (211)	-	7 (17)	100 (910)	-
Roxitromicina	nd	-	9 (37)	<LDC (560)	-
Sulfametoxazol ^a	nd	-	25 (133)	30 (480)	-
LDC = Límite De Cuantificación; nd = no detectado (por debajo del límite de detección)					
^a Incluye el metabolito humano N ⁴ -acetil-sulfametoxazol					

La mayoría de los países no poseen programas de monitoreo rutinario para la detección de CECs en el agua potable debido al alto coste que puede suponer, la falta de infraestructura y/o tecnología adecuada en los laboratorios; por lo tanto, la mayoría de datos de los que se dispone provienen de proyectos de investigación específicos y estudios que fueron diseñados (en su mayoría) para desarrollar, probar y ajustar la detección y los métodos analíticos. Aun así, sirvieron para mostrar inicialmente la presencia de productos farmacéuticos en el medio ambiente. (Barceló y López de Alda, 2008).

Existe evidencia de la presencia de residuos de antibióticos en el ambiente y su implicación en los mecanismos de defensa propios de los organismos vivos, presentando las áreas de estudio resistencia microbiana. Por otro lado, fármacos como disruptores endocrinos no se remueven con facilidad en las plantas de tratamiento de agua residuales, y terminan en aguas superficiales y aguas para el consumo humano, exponiendo de forma crónica la especie humana a sus efectos tóxicos. (Gil et al., 2012).

La literatura publicada y diferentes estudios han mostrado que las concentraciones de productos farmacéuticos (de manera generalizada) tanto en aguas superficiales como en fuentes de agua subterráneas que han sufrido impacto por las descargas de las plantas de tratamiento de aguas se encuentran en el rango de ng/L o µg/L, tomando valores inferiores a 100 ng/L; las concentraciones típicas en aguas potables tratadas son en general inferiores

a 50 ng/l; siendo el caso de la presencia de fármacos en el agua potable lo que genera una mayor alarma. (WHO, 2011).

6.2.2. Drogas de abuso

El término droga suele estar referido de manera coloquial a sustancias psicoactivas o a las drogas ilegales; la diferencia entre una droga y un fármaco radica en la forma de obtención y el objetivo de consumo de las primeras: las drogas de abuso son aquellas sustancias susceptibles de ser administradas sin prescripción médica capaces de producir una alteración de la percepción, estado de ánimo, consciencia y comportamiento donde la finalidad su consumo no es la curación o prevención de enfermedades. Se encuentran diversas clasificaciones de las drogas de abuso atendiendo a diferentes características, siendo la clasificación según los efectos que provoca su consumo la más aceptada hoy en día (depresoras, estimulantes, alucinógenas, opiodes). (OMS, 1994).

Presencia de drogas de abuso en las aguas

Una parte de estas drogas tras ser metabolizadas, son excretadas (también sus metabolitos) por medio de la orina y las heces (un 64% vía orina y un 35% vía heces (Tejada et al., 2014), llegando así al medio ambiente acuático, siendo la principal vía de entrada los efluentes y fangos de las EDARs, suponiendo un problema de contaminación ya que se consigue la eliminación parcial de las mismas. También pueden llegar a la EDAR por eliminación directa al sistema de alcantarillado. Como ya se ha expuesto en puntos anteriores, tras llegar al medio ambiente estas sustancias experimentarán diversos procesos como la degradación, absorción, lixiviación, interacción con los sedimentos presentes en el suelo hasta llegar hasta las aguas subterráneas, etc. La problemática de las drogas de abuso no solo es a nivel social generando daños a quienes las consumen de manera directa sino que podrían generar efectos en personas consumidoras de agua contaminadas con ellas o sus metabolitos y por supuesto en el medio ambiente.

Estudio de las drogas de abuso

El estudio de la presencia de las drogas de abuso y sus metabolitos en las EDARs brinda información sobre la capacidad de eliminación de la carga contaminante que posee la EDAR, permite estimar el índice de consumo que se realiza de esas drogas por una población y cuál es el riesgo potencial que pueden generar aquellas trazas de drogas que no hayan sido eliminadas en la instalación, saliendo en el efluente y descargadas en una fuente de agua. Estas sustancias han sido foco de estudio en aguas residuales y en ríos de

diferentes partes del mundo, principalmente en Estados Unidos, Europa y Australia. Agencias gubernamentales como la OMS, la EPA o la Unión Europea han aceptado la presencia de drogas de abuso en bajas concentraciones (trazas) en las aguas superficiales que posteriormente pueden ser captadas para el consumo humano. Por otro lado, las drogas de abuso presentes en las aguas subterráneas, incluso en bajas concentraciones pueden interaccionar de manera inesperada con otros CECs u otros contaminantes que también se encuentren en las mismas en diferentes concentraciones; esto podría producir efectos nocivos, por ejemplo, en los organismos acuáticos que las habitan. (Arbeláez, 2015).

En la siguiente tabla se recogen las concentraciones de algunas drogas de abuso y sus metabolitos encontradas en las aguas de ríos, aguas residuales de entrada y salida de diferentes EDARs estudiadas durante 5 años en diferentes partes del mundo (Arbeláez, 2015).

Tabla 3. Concentración y frecuencia de detección de drogas de abuso en aguas residuales de entrada y salida de EDARs y aguas de ríos. Modificada de Arbeláez, 2015.

Compuesto	País	Concentración (ng/L) y % detección		
		Entrada	Efluente	Río
Morfina	España	69-194 (100%)	< LOD-140 (80%)	< LOD-89 (33%)
	RU	65-985 (99%)	13-266 (69%)	0.5-32 (80%)
	USA	62-363 (100%)	< LOQ-59 (15%)	-
Codeína	España	< LOD-536 (80%)	< LOD-426 (60%)	< LOD-149 (33%)
	RU	236-3972 (100%)	10-1502 (100%)	3-342 (97%)
	USA	14-981 (100%)	-	-
Metadona	España	19-127 (93%)	15-80 (86%)	2-14 (50%)
	RU	3-171 (100%)	1-91 (100%)	0.2-24 (97%)
	USA	< LOQ-55(80%)	< LOQ-37(95%)	-
Cocaína	España	195-961 (100%)	2-31 (93%)	0.4-59 (100%)
	RU	5-209 (100%)	0.6-70 (95%)	0.1-17 (97%)
	USA	< LOQ-156 (95%)	< LOQ-2 (50%)	-
Nicotina	España	7683-23325 (100%)	295-17385 (80%)	175-215 (50%)
	RU	87-9086 (100%)	15-1769 (91%)	4-182 (98%)
	USA	555-64410 (88%)	23-47 (70%)	-

RU = Reino Unido; LOD = límite de detección; LOQ = límite de cuantificación; - = no estudiada

6.2.3. Pesticidas y biocidas

Los pesticidas y biocidas son sustancias diseñadas para controlar la aparición de plagas, malas hierbas u otros organismos no deseados en zonas rurales o urbanas. Pertenecen a la misma clase de compuestos químicos, incluso con moléculas idénticas. Los pesticidas son compuestos designados para la protección de las plantas (especialmente en agricultura) mientras que los biocidas pueden ser sustancias o mezclas compuestas por, o generan, una o más sustancias activas, entre ellas se incluyen sustancias químicas de origen natural, sintético o microorganismos cuya finalidad es neutralizar, destruir, contrarrestar, impedir la

acción o ejercer control de otro tipo sobre cualquier organismo que sea considerado nocivo para el hombre por cualquier medio que no sea una mera acción física o mecánica. (De la Cruz, 2013, www.miteco.gob.es). Los biocidas están divididos en 22 tipos de productos basados en su uso clasificados en cuatro grandes grupos: desinfectantes; conservantes; plaguicidas y otros biocidas (www.miteco.gob.es).

En agricultura sus aplicaciones son específicas para cada cultivo, pero en zonas urbanas sus usos son diversos. Los biocidas se emplean como conservantes en cosmética, agentes de protección de materiales, fachadas y techos, y los pesticidas en jardines o zonas de césped (Bartual y Bereguer, 1984). Entre los pesticidas y biocidas más empleados se encuentran, dentro de los primeros: nicotina (insecticida natural), glifosato (herbicida), diazinón y malatión (insecticidas). Dentro de los segundos: biocidas oxidantes como el hipoclorito de sodio, bromuro de sodio activado y el ozono, no oxidantes como amonios cuaternarios, aldehídos o iones metálicos (www.higieneambiental.com).

Presencia de pesticidas y biocidas en las aguas

Los pesticidas y biocidas utilizados en agricultura acaban en las aguas superficiales a través de dos vías principales: por pérdidas difusas desde los suelos agrícolas o por derrames en granjas, carreteras y su posterior lavado hasta el alcantarillado. Los empleados en zonas urbanas, llegan a las aguas superficiales a través de las aguas residuales de EDARs, o de alcantarillados en redes separativas con las aguas de lluvia. También es posible que algunas granjas se encuentren conectadas a alcantarillados urbanos y, por lo tanto, pasarán por las EDARs. Si el tratamiento de las aguas no se realiza de la manera correcta, existe la posibilidad de que puedan llegar a las aguas de consumo humano. (De la Cruz, 2013). A esto hay que adicionarle los vertimientos accidentales o no autorizados en medios acuáticos que provocan concentraciones locales grandes de pesticidas/biocidas. Como consecuencia, se originan una serie de trastornos en el sistema acuático. Los plaguicidas se acumulan y se transfieren a los niveles más altos de la cadena alimenticia, ocurre la disfunción del sistema ecológico en las aguas superficiales por pérdida de los depredadores superiores debido a la inhibición del crecimiento y a los problemas reproductivos. Se estima que de cuatro a seis millones de peces anuales son eliminados por plaguicidas. Un ejemplo son los compuestos organofosforados, muy tóxicos aún en muy bajas concentraciones para animales invertebrados y vertebrados que componen la fauna marina. Esto trae consecuencias negativas en la salud humana debido al consumo de

pescado contaminado. Sumado el hecho de que algunos plaguicidas pueden lixiviar y llegar a las aguas subterráneas, contaminando pozos de agua de consumo humano. (Orta, 2002).

En la siguiente figura se muestran posibles caminos que pueden seguir los pesticidas hasta llegar al medio ambiente acuático:

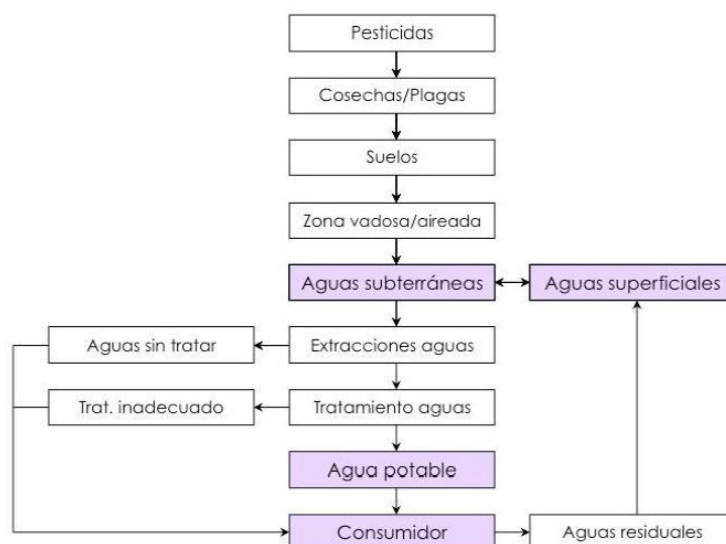


Figura 5. Posibles vías que toman los pesticidas/biocidas hasta llegar al medio acuático y consumidores. Tomado de De la Cruz, 2013.

Estudio de pesticidas y biocidas en las aguas

En la actualidad no puede concebirse una agricultura productiva, de altos rendimientos, sin el concurso de los pesticidas y biocidas. Pero como cualquier otro tóxico, su utilización está asociada a un riesgo. La falta de especificidad de algunos pesticidas y el uso irresponsable de los agroquímicos en ciertas regiones han originado diversos daños. Además de los efectos ecológicos en la zona de aplicación, es preciso tener en cuenta las consecuencias que se producen en lugares alejados de ella. (Orta, 2002).

Expertos han estimado que solamente una pequeña fracción del plaguicida aplicado alcanza el sustrato de interés. El exceso de plaguicidas se mueve a través del ambiente contaminando los suelos, el aire, el agua y la biota. Trazas de plaguicidas han sido medidas en la atmósfera, en aguas de lluvias, en aguas superficiales y subterráneas, aguas de consumo humano, en suelos y alimentos (Orta, 2002).

El número de estudios y publicaciones sobre pesticidas y biocidas presentes en aguas residuales, subterráneas, superficiales y de consumo, ha sufrido un crecimiento exponencial desde el año 2000 (De la Cruz, 2013). Los pesticidas debido a la regulación a la que han estado sometidos, se han estudiado durante décadas y; por lo tanto, el

conocimiento sobre su presencia y destino en el medio ambiente acuático es amplio. Sin embargo, la preocupación en los últimos años en torno a estos compuestos se centra en sus productos de degradación, que en su mayoría habían sido ignorados pero se ha visto que pueden estar más propagados y ser más tóxicos que sus compuestos de origen. (Barceló y López de Alda, 2008).

Los daños ecológicos causados por pesticidas/biocidas en algunas regiones son notables. Por ejemplo, en la bahía de Ohuira (laguna costera dentro del golfo de California), la cual recibe afluentes industriales y agrícolas, se tomaron muestras de agua, sedimentos y camarones que fueron analizadas para evaluar los niveles de contaminación por plaguicidas. El estudio arrojó que sustancias de usos restringidos y prohibidos tales como el aldrín, endrín, DDT y lindano, estaban presentes en las aguas. Se observaron daños fisiológicos y bioquímicos, un lento crecimiento y diversas patologías en los camarones. Algunos plaguicidas prohibidos desde hace tiempo como el DDT o el toxafeno, se encuentran frecuentemente en regiones tan remotas como la zona ártica; por lo que, son capaces de contaminar sistemas acuáticos que pueden encontrarse a miles de kilómetros de distancia. (Orta, 2002).

6.2.4. *Productos de cuidado personal*

Los productos de cuidado personal o PCPs, se tratan de una gran variedad de miles de sustancias químicas de uso habitual, por parte de las personas y algunos casos de animales por razones de salud o cosméticas. Normalmente están dirigidos a alterar el aspecto, el olor, textura, y no deben mostrar actividad bioquímica significativa (Gil et al., 2012). Son contaminantes muy extendidos, usados en muchas ocasiones en cantidades mayores a las recomendadas, llegando al medio ambiente a nivel mundial. Entre ellas se encuentran las fragancias, protectores solares, jabones, repelentes de insectos o suplementos alimenticios. Gracias a informes o noticias recientes en medios de comunicación sobre los mismos, se está aumentando la concienciación pública y la preocupación por el problema. (Eckstein y William, 2011, Gil et al., 2012, De la Cruz, 2013).

Los PCPs se diferencian de los farmacéuticos ya que pueden ser directamente introducidos en grandes cantidades al ambiente; por ejemplo estos productos pueden ser liberados dentro de las aguas recreacionales o volatilizados en el aire, afectando a los organismos acuáticos y a los humanos en ciertas concentraciones (Gil et al., 2012). Pueden encontrarse en las heces y en la orina tanto humana como animal. Son también contenidos en desechos

hospitalarios o médicos, residuos industriales o agrícolas. Otra fuente serían aquellos productos de higiene personal que son eliminados de manera inapropiada, es decir, aquellos desechados por el inodoro, sumideros o basura llegando a las aguas. PCPs procedentes de lixiviados en vertederos donde hayan sido acumulados, presentes en la escorrentía urbana, tras el baño, etc. La forma más directa de exposición sería mediante el consumo de agua, pero también se estaría expuesto al ducharse, al nadar, etc. Otros caminos serían el consumo de pescados o mariscos que hayan vivido en aguas contaminadas por ellos o vegetales y frutas regados con aguas que los contengan. (Eckstein y William, 2011).

Su presencia ha sido identificada y cuantificada en efluentes de EDARs, aguas superficiales, aguas subterráneas, aguas potables, biosólidos, estiércol para agricultura, y en la biota (De la Cruz, 2013). En la siguiente tabla se recoge un ejemplo de las concentraciones encontradas de PCPs en aguas residuales antes y después de recibir tratamiento en la EDAR.

Tabla 4. Concentraciones medias y rangos de concentración de principales PCPs a la entrada y salida de la EDAR. Modificado de De la Cruz, 2013.

Compuesto	Concentración influente EDAR (ng/L)	Concentración efluente EDAR (ng/L)
Galaxolida	2510 (790-4443)	642 (451-1080)
	9710 (+5090)	32-3750
	16600 (+10700)	-
Tonalida	990 (210-1690)	162 (144-200)
	583	212
	5970 (+3880)	24-2670
Benzofenona - 1	258 (51-700)	12 (< 2-38)
Benzofenona - 4	4152 (2218-6084)	3370 (<10-6325)
Metilparabeno	11601 (4550-30688)	(<3-36)
Etilparabeno	2002 (715-3312)	4 (<0,6-43)
Propilparabeno	3090 (820-8286)	26 (500-600)
Pentoxifilina	-	533 (500-600)

La galaxolida y tonalida son compuestos aromáticos empleados en perfumería

Las benzofenonas se emplean tanto en fragancias como en cremas solares y jabones

Los parabenos se emplean como conservantes en cosmética, higiene personal, alimentos y fármacos

La pentoxifilina se utiliza en cosmética y fármacos.

6.2.5. Otros contaminantes de interés emergente

- Surfactantes o tensoactivos

Son sustancias consideradas como emergentes, comprende residuos de agentes tensoactivos (aniónicos y no aniónicos). Estos se usan como detergentes, agentes adherentes, dispersantes, emulsificantes, solubilizantes y agentes espumantes. Asimismo,

son importantes en aplicaciones industriales, como: papel y celulosa, textiles, recubrimientos, pesticidas agrícolas, aceites combustibles y lubricantes, metales y plásticos. (Gil et al., 2012, De la Cruz, 2013).

Debido a su uso extendido se han llevado a cabo muchos estudios para evaluar la concentración de estos en ríos, lagos y aguas costeras. Estos contaminantes pasan al ambiente directamente de las plantas de tratamiento de aguas residuales, donde son parcialmente degradados aeróbicamente y parcialmente absorbidos por los lodos residuales. Se ha demostrado que sus productos de degradación presentan mayor toxicidad que los propios agentes tensoactivos de origen; ya que algunos tienen la capacidad de adsorber fácilmente los sólidos suspendidos, adquiriendo la propiedad de imitar hormonas naturales. (Gil et al., 2012).

- Productos de tratamientos de aguas

Los procesos químicos de desinfección en el tratamiento para agua potable conducen a la formación de subproductos de desinfección indeseables. Por lo que, existe un debate sobre la importancia de la desinfección por productos en comparación con el riesgo de enfermedades transmitidas después del tratamiento, ya que, aunque la desinfección reduce el riesgo de infección patógena, puede representar una amenaza para la salud humana, debido a los residuos de desinfectantes y sus subproductos que puedan quedar presentes en el agua. Muchas metodologías, combinan desinfectantes de uso común (cloro, ozono, dióxido de cloro y cloraminas) en las plantas de tratamiento, cada combinación puede interactuar con la materia orgánica disuelta para producir sus propios subproductos en el agua. Más de 250 subproductos han sido identificados, pero solo se conoce adecuadamente el comportamiento de 20 de los mismos. Entre ellos, el cloro, el cual es ampliamente usado para la desinfección de agua, porque es relativamente barato y eficaz en la eliminación de microorganismos patógenos, y proporciona protección residual en los sistemas de distribución de agua. (Gil et al., 2012).

Algunos estudios epidemiológicos (con resultados no concluyentes) sugieren que puede existir una asociación entre la exposición a los subproductos y un mayor riesgo de resultados adversos en el desarrollo (bajo peso al nacer, retraso del crecimiento intrauterino, defectos congénitos y aborto espontáneo). Por lo que, es necesario realizar estudios de toxicidad de cada subproducto en forma individual para poder determinar la forma de desinfección del conjunto total. (Gil et al., 2012).

- **Aditivos industriales y alimentarios**

Hay una amplia gama de compuestos industriales que pueden ser liberados al medio ambiente. Muchos de estos causan problemas en la salud, tales como los disolventes clorados, hidrocarburos de petróleo, plastificantes (bisfenoles), resinas, adipatos y ftalatos. La mayoría de estos compuestos industriales se clasifican como contaminantes prioritarios, pues están bien identificados y tienen límites establecidos en las aguas de consumo, por otro lado, algunos productos de degradación no son tan bien conocidos y son considerados como CECs debido a su resistencia a la biodegradabilidad natural y su fácil lixiviación, pues no quedan retenidos en los suelos llegando a encontrarse en el medio acuoso.

Por otro lado, los productos químicos son también empleados en la industria alimentaria con la finalidad de mejorar la calidad del producto final, aumentando la duración del alimento retrasando la maduración del mismo, evitando la aparición de microorganismos o agentes patógenos, como agentes de conservación, etc. De nuevo, los tratamientos actuales no consiguen su eliminación completa, pudiendo llegar al agua de consumo y son considerados CECs. Algunos de ellos son el citrato de trietilo empleado como estabilizante, el hidroxianisobutilado (BHA), usado en la prevención del deterioro de la grasa en alimentos), el alcanfor, citral, heliotropina, ácido hexanoico, mentol, triacetina, etc. Algunos de ellos pueden estar implicados como agentes oxidantes o disruptores endocrinos (Gil et al., 2012, De la Cruz, 2013).

- **Retardantes de llama/fuego**

Los retardantes de llama también se consideran CECs, pues no son eliminados totalmente de las aguas en las plantas de tratamiento. Se emplean para reducir la posibilidad de combustión en plásticos, espumas para muebles y textiles. Entre los retardantes de llama encontrados con mayor frecuencia y concentración en las aguas, se encuentran los compuestos basados en organofosfatos, y compuestos bromados. (Gil et al., 2012, De la Cruz, 2013). Los retardantes bromados representan el 38% de demanda mundial de bromo. Se han encontrado niveles de compuestos bromados en la fauna silvestre, incluyendo invertebrados acuáticos, peces, aves y algunos mamíferos de especies marinas. Estos compuestos se asocian con ciertos efectos en la salud, tales como la toxicidad sobre el comportamiento neurológico, disrupción endocrina y, posiblemente cáncer. (Gil et al., 2012).

- **Compuestos “estilo de vida”**

Se trata de compuestos de consumo diario, el estilo de vida ha ido evolucionando con el tiempo y con ello la forma de consumo. El tabaco sigue formando parte de la sociedad con millones de consumidores a nivel mundial al igual que el café. Tanto es así, que por ejemplo, la cafeína, la nicotina y su metabolito, han sido ampliamente detectados en el agua subterránea impactada por aguas residuales (Gil et al., 2012). Además otras investigaciones encontraron altas concentraciones de edulcorantes artificiales como el acesulfamo, sacarina, ciclamato y sucralosa en las aguas subterráneas afectadas por estanques de infiltración de aguas residuales, debido a su uso, la movilidad y la persistencia (Gil et al., 2012).

En algunos estudios realizados en España, concretamente en las Islas Canarias, se encontró que la cafeína y la nicotina son frecuentemente detectadas en los acuíferos y también en el delta del río Llobregat (77,4% y 71,7%, respectivamente). Otros compuestos detectados, en porcentajes menores, fueron teobromina (presente en el cacao) y la teofilina (presente en los téis) (50% cada uno en las Islas Canarias) y paraxantina (metabolito de la cafeína) (6% en el área de Llobregat). (Gil et al., 2012).

7. RIESGOS QUE ENTRAÑAN LOS CECs

La vulnerabilidad de un ambiente acuático a un compuesto químico depende de varios factores (Orta, 2002):

- Propiedades físico-químicas del compuesto y de sus productos de degradación.
- La concentración del compuesto en el medio acuático.
- Duración y tipo de entrada (aguda o crónica, descarga intermitente o continua).
- Propiedades del ecosistema. La repercusión ecológica de estos contaminantes puede ir desde pequeños trastornos hasta grandes daños ecológicos, con repercusiones en los peces, las aves y mamíferos, y sobre la salud humana.

Es importante remarcar que algunas sustancias pueden sufrir transformaciones en el medio ambiente dando lugar a subproductos que pueden llegar a ser incluso más peligrosos para la salud y el medio ambiente que sus precursores. La repercusión ecológica de los CECs puede ir desde pequeños trastornos hasta grandes daños ecológicos, con daños en los peces, aves, mamíferos, y sobre la salud humana (Orta, 2002). Además de poder ser tóxicos para

la salud por exposición directa, pueden provocar en animales y humanos por reactividad bioquímica efectos tales como: inmunotoxicidad, neurotoxicidad, carcinogenicidad y disrupción endocrina. (González, 2016). Estos efectos biológicos negativos que pueden ocasionar son el motivo de la preocupación sobre los mismos (De la Cruz, 2013).

Las sustancias capaces de generar disrupción endocrina están siendo objeto de intensa investigación científica en el presente, promoviendo el interés por estudiar los CECs. Entre los EDCs se encuentran algunos pesticidas, plastificantes y retardantes de llama. Se ha comprobado la similitud estructural entre ellos y las hormonas endógenas humanas. Por ejemplo, un retardante de llama de la familia de los éteres de difenilo polibromados, (PBDE-100), se asemeja a la hormona triyodotironina (T_3) y; por lo tanto, el PBDE-100 competiría por los sitios de unión en los receptores de esta hormona. Sin embargo, el parecido estructural no es requisito excluyente para que se produzca la disrupción endocrina. (González, 2016).

Los CECs suelen tener una elevada afinidad por los tejidos grasos que pueden dar lugar a bioacumulación, bioconcentración y biomagnificación en los organismos debido a la persistencia de los mismos. La bioacumulación hace referencia al consumo, almacenamiento y acumulación de contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos del medio ambiente por parte de los organismos. La bioconcentración y la biomagnificación pueden ser entendidas como casos específicos de bioacumulación. Por ejemplo, los peces pueden bioacumular contaminantes de dos formas: incorporando sustancias presentes en el agua a través de las branquias luego de exposición directa (bioconcentración) o por ingesta de alimentos contaminados que luego se absorben a través de las mucosas intestinales (biomagnificación). Por consiguiente, los CECs pueden generar un impacto potencial en los distintos eslabones de la cadena trófica. (González, 2016).

Los estudios realizados hasta la fecha comprenden distintos organismos como peces, invertebrados de agua dulce, algas, mejillones e incluso células embrionarias (De la Cruz, 2013). En muchos casos, las consecuencias de su presencia en el medio ambiente no están aún claras, pero en otros existen evidencias del riesgo. Así, por ejemplo, el diclofenaco, aparte de afectar a los riñones en los mamíferos, se ha asociado (como consecuencia de su uso en veterinaria) con la desaparición de los buitres blancos en la India y Pakistán. Otro ejemplo es el propanolol, que se ha detectado en múltiples ocasiones en España y posee efectos sobre el zooplancton y los organismos bentónicos. (González, 2016).

En la siguiente tabla se muestran algunos estudios llevados a cabo sobre la concentración a la que distintos CECs causan riesgos ecotoxicológicos:

Tabla 5. Riesgos ecotoxicológicos que provocan algunos CECs. Modificado de De la Cruz, 2013.

Compuestos estudiados	Compuesto que causa daño. Rango de dosis de riesgo	Tipo de Riesgo
1	Diclofenaco: 0,5–50 µg/L	Afección a tejidos de branquias y riñones en peces de agua dulce
27	Ibuprofeno, diclofenaco, E2 y EE2: ~ 0,01 µg/L	Riesgo para el medio acuático, efectos tóxicos crónicos (como la inhibición de la regeneración en pólipos y reducción en la reproducción)
13	Mezcla de atenolol, benzafibrato, carbamacepina, ciclofosfamida, ciprofloxacina, furosemida, hidroclorotiazida, ibuprofeno, lincomicina, ofloxacina, ranitidina, salbutamol y sulfametoxazol: 100–1000 ng/L	Inhibición del crecimiento de células embrionarias humanas de riñón HEK293, con un efecto máximo observado de un 30% en la proliferación de células respecto al control
10	Diltiazem, acetaminofeno y sulfametoxazol: 8,2–271,3 µg/L	Cociente de peligro N1. El diltiazem resultó el más tóxico (concentración letal a 8,2 mg/L para <i>Daphnia magna</i> , crustáceo invertebrado de agua dulce)
4	Etinilestradiol, zearalenol, 17β - estradiol, acetato de melengestrol: < 1–68 ng/L	<i>Pimephales promelas</i> (carpa, pez de agua dulce), experimentó diferentes niveles de expresión sobre genes hepáticos
1	17α-etinilestradiol (EE2): 5–50 ng/L	Salmón juvenil: regulación de la concentración y el tiempo de efecto sobre componentes del cerebro y los riñones
3	Cloramfenicol, florfenicol, tiamfenicol (veterinaria y acuicultura): 1,3–158 mg/L	Inhibición del crecimiento de <i>Chlorella pyrenoidosa</i> de agua dulce, <i>Isochrysis galbana</i> y <i>Tetraselmis chuii</i> de agua marina. (Algas y microalgas).

8. MÉTODOS DE DETECCIÓN Y ELIMINACIÓN DE CECs DE LAS AGUAS

8.1. Avances en detección y análisis: determinación de CECs en las aguas

Una de las mayores limitaciones en el análisis de CECs radica de la falta de métodos de cuantificación a bajas o muy bajas concentraciones (del orden de ng/L o inferior). Sin embargo, el hecho de que estos tipos de contaminantes no se encuentren en las listas reguladoras como prioritarios, se debe a la falta de atención sobre los mismos. (Petrovic et al., 2003).

El incremento en el número de publicaciones científicas sobre diferentes CECs a lo largo de los últimos años ha sido significativo y esto, es debido al aumento de la preocupación sobre los mismos y los avances conseguidos en sensibilidad y precisión de las técnicas de detección y análisis de sustancias a concentraciones muy bajas procedentes de distintas matrices ambientales, incluyendo el ciclo del agua. Por lo tanto, este avance ha permitido conocer más acerca del destino de los contaminantes en el medio ambiente incluyendo el medio acuático. Además, actualmente no existen métodos, prácticas o protocolos estandarizados en el muestreo y en el estudio analítico de CECs tanto en las aguas como en otras matrices ambientales que garanticen una comparabilidad y calidad de los resultados generados. (WHO, 2011). Por lo tanto, el análisis de este grupo de contaminantes requiere continuos avances y mejoras en términos de sensibilidad y selectividad, sobre todo, para el estudio de matrices complejas como las aguas residuales.

Actualmente, entre los métodos más empleados para su detección se encuentran la cromatografía de gases junto con la espectrometría de masas (GC – MS) o en tándem con la espectrometría de masas (GC-MS/MS), y la cromatografía de líquidos con la espectrometría de masas (LC-MS), individual o en tándem con la espectrometría de masas (LC-MS/MS). Se trata de métodos avanzados capaces de detectar compuestos con una concentración del nivel de nanogramos por litro y se aplican generalmente para la detección de compuestos farmacéuticos en aguas y aguas residuales. La selección de un método u otro dependerá de las características físicas y químicas del compuesto de interés. Por ejemplo, la combinación LC-MS/MS es adecuada para medir compuestos más polares y de alta solubilidad en agua, por otro lado, el análisis GC-MS/MS sería mejor opción para compuestos más volátiles. (WHO, 2011).

8.2. Técnicas de eliminación de CECs

Las plantas convencionales de tratamiento de aguas residuales se componen de un sistema de pretratamiento donde se eliminan aquellos componentes del agua residual de mayor tamaño que puedan entorpecer el funcionamiento del resto de procesos. A continuación, se dispone de un tratamiento primario que incluye tratamientos físico-químicos, donde se elimina la materia en suspensión no retenida en el pretratamiento. El siguiente componente, sería el tratamiento secundario o biológico, cuya misión es la eliminación de la materia orgánica en suspensión y sustancias coloidales empleando un reactor biológico y un sedimentador. Existen algunas plantas de tratamiento que incorporan un tratamiento

terciario si se les exige una concentración de una determinada sustancia en el agua efluente, que cumplirían aplicando métodos avanzados de tratamiento como la ósmosis inversa, ozonización, desinfección, etc.

Se ha constatado que aplicando métodos convencionales de tratamiento a las aguas residuales muchos CECs persisten incluso sin sufrir ninguna alteración tras la aplicación de tratamientos terciarios (Gil et al., 2012). Las plantas han sido diseñadas para la eliminación de parámetros contaminantes convencionales (DBO₅, DQO, sólidos suspendidos totales o nutrientes), teniendo una capacidad limitada en cuanto a la eliminación de CECs presentes en las aguas residuales urbanas. Eliminan materia orgánica y nutrientes en concentraciones de g/L; es decir, concentraciones muy elevadas en comparación con las habituales en los contaminantes emergentes (ng/L o µg/L) (Patiño et al., 2014). Por lo tanto, es necesario identificar y evaluar la eficiencia de otras tecnologías para el tratamiento de aguas, con el fin de proponer alternativas que permitan minimizar la presencia de CECs a un bajo costo económico, energético y ambiental. (Gil et al., 2012).

La eficacia del tratamiento dependerá totalmente de las características físico-químicas de los CECs, la reactividad de los compuestos en los diferentes procesos de tratamiento y control, así como el tiempo de retención o la temperatura. (WHO, 2011).

Los métodos de eliminación de CECs, se clasifican en tres categorías: métodos físico-químicos, tratamientos biológicos y procesos híbridos. Los procesos avanzados de oxidación (POAs), aunque se encuentran dentro de los tratamientos físico-químicos, serán tratados por separado debido a su eficacia e importancia. (Patiño et al., 2014).

8.2.1. Tratamientos físico-químicos

Coagulación-floculación: Se han realizado estudios de eliminación de CECs mediante coagulación/floculación. Se adicionan a las aguas agentes químicos que actúan como coagulantes o floculantes con el fin de causar la desestabilización de las partículas coloidales permitiendo su agregación, seguida de la sedimentación. Los agentes químicos más empleados son aluminio, sales de hierro y polímeros. Resultados de estudios, como el de Huerta-Fontela et al., (2011) quienes analizaron la eliminación de 35 productos farmacéuticos y hormonas, empleando un proceso de coagulación/floculación seguido de un filtro de arena, en el cual obtuvieron tan sólo que 8 de los compuestos estudiados tenían un porcentaje de eliminación superior al 50%, siendo para la mitad de los contaminantes estudiados una eficacia del 30% de eliminación. Concluyen que los métodos de

coagulación/floculación son incapaces de eliminar o la remoción es poco significativa por sí solos. (Patiño et al., 2014).

Adsorción: los procesos de adsorción son una de las técnicas más estudiadas para el tratamiento de aguas la eliminación de CECs, aunque se necesita consumir grandes cantidades de adsorbente para conseguir la remoción (Gil et al., 2012). Los adsorbentes más empleados son los carbones activos: carbón activo granular (GAC) o carbón activo en polvo (PAC); su principal ventaja es que no generan productos tóxicos y poseen una elevada capacidad de adsorción. Existen además otros estudios empleando otro tipo de adsorbentes, como zeolitas o nanotubos de carbono. La eficacia de la adsorción dependerá de las propiedades del adsorbente empleado (morfología, área superficial, etc.). Los estudios han mostrado eficacias de eliminación elevadas (ver Tabla 6). (Patiño et al., 2014).

Tabla 6. Eficacia de eliminación de CECs mediante adsorción. Modificado de Patiño et al., 2014.

Compuesto	Adsorbente	Eficacia de remoción (%)
Imidazoles	Carbón activo	90
Sulfonamidas	Carbón activo	90
Amoxicilina	Carbón activo	95
	Bentonita	88
Ofloxacino	Nanotubos de carbono	>80
Estrona	Carbón activo	~100
Etinilestradiol mestranol	Carbón activo	~100
Triclosán	Carbón activo (GAC)	60
	Caolinita	32,3
	Montmorillonita	10,5
Triton X-series	Nanotubos de carbono	80-95

Membranas: se trata de tecnologías cuyo uso está en crecimiento en el campo de los tratamientos de agua y de aguas residuales. También se han empleado para la eliminación de CECs tecnologías de membrana, tales como la nanofiltración, ultrafiltración (NF, UF) y la ósmosis inversa (RO), resultando eficaces para algunos de los microcontaminantes que se resisten a los métodos convencionales, ya que presentan buenas retenciones para compuestos orgánicos. (Gil et al., 2012, Patiño et al., 2014). Sin embargo, la UF individual, algunas veces es inefectiva para la remoción de la mayoría de los CECs, debido a la capacidad de retención limitada que poseen las membranas y el proceso *fouling* (ensuciamiento) que sufren con el uso (Gil et al., 2012).

Por ejemplo, Kimura et al. (2004), estudiaron la eliminación de once compuestos correspondientes a disruptores endocrinos y compuestos farmacéuticos mediante RO, empleando dos membranas, una membrana de poliamida (XLE) y otra de acetato de

celulosa (SC-300). Para la membrana SC-300, tan sólo el 36% de los compuestos presentan una retención superior al 50%, y ninguno de ellos superior al 85%; mientras que para la membrana XLE, seis de los once compuestos presentan retenciones superiores al 75%, pero sólo uno de ellos superior al 90 %. La membrana de poliamida presenta mejores resultados que la membrana de celulosa, pero sin embargo, no presenta retención completa para los compuestos seleccionados. (Kimura et al., 2004).

En cuanto a la NF y UF, Yoon et al. (2006), estudiaron la eliminación de una gran variedad de disruptores endocrinos, productos farmacéuticos y productos de higiene personal presentes en el río Colorado (Nevada) mediante estos procesos. Para los compuestos más polares y menos volátiles mediante UF las retenciones obtenidas fueron inferiores al 40% casi para toda la totalidad de los contaminantes y retenciones inferiores al 70% mediante NF. Para los compuestos más volátiles las retenciones obtenidas fueron mayores con el empleo de ambas técnicas, donde la mayoría de los compuestos presentaron retenciones superiores al 75%. (Patiño et al., 2014).

Por lo tanto, para conseguir una mayor eficacia de remoción de CECs, los procesos de filtración con membranas deben combinarse con pretratamientos o postratamientos para producir un permeado que pueda reutilizarse, tales como etapas de coagulación o adsorción, que permitan remociones adicionales de compuestos orgánicos que juegan un papel importante en el fenómeno de *fouling*. Específicamente el PAC y el GAC en combinación con la UF son tecnologías prometedoras para el tratamiento. Los beneficios de la combinación PAC/UF se deben a la capacidad de adsorción del PAC y a la habilidad de la membrana de UF para retener compuestos y partículas de alto peso molecular que la UF por sí sola no podría. (Gil et al., 2012).

Comparando la eficacia de eliminación de CECs de las tres tecnologías anteriores presentadas, destaca un estudio llevado a cabo por Bodzek y Dudziak en 2006 donde investigaron la eliminación de estrógenos en agua comparando la coagulación/floculación, la adsorción con carbón activo y la nanofiltración. Para ello, seleccionaron seis tipos de estrógenos (E1-E6), como agentes químicos de coagulación/floculación (C/F) emplearon sulfato de hierro (III) y cloruro de aluminio, GAC y PAC para la adsorción, y llevaron a cabo la NF con una membrana de poliamida. (Patiño et al., 2014). Los resultados se recogen en la siguiente figura:

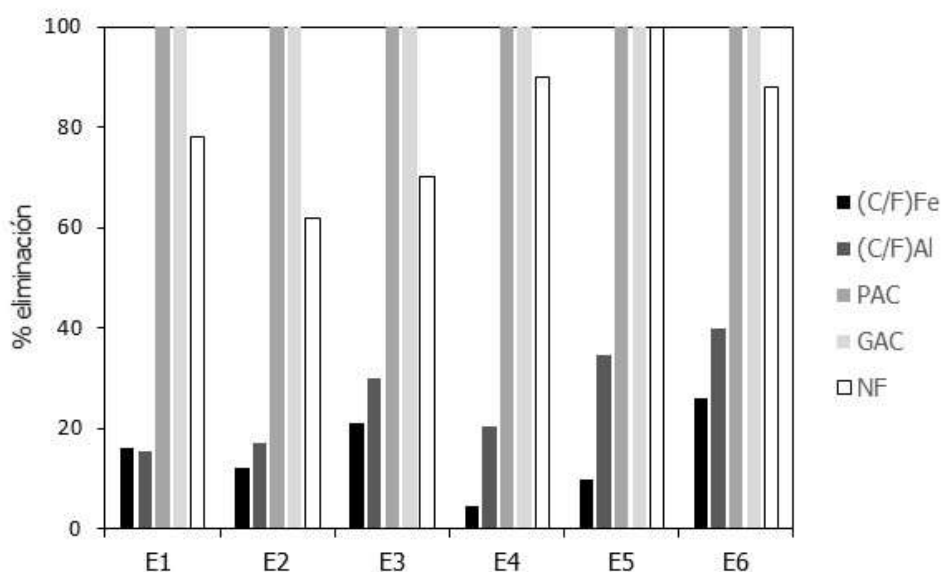


Figura 6. Comparativa de métodos físico-químicos para la eliminación de estrógenos en el agua llevada a cabo por Bodzek y Dudziak en 2006. Tomada de Patiño et al., 2014.

8.2.2. Procesos de Oxidación Avanzada (POAs)

Los procesos de oxidación son técnicas que consiguen eliminar de manera total o parcial los compuestos resistentes a los tratamientos convencionales, reducen la toxicidad y/o destruyen microorganismos patógenos (De la Cruz, 2013). Los POAs se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes, involucran la generación y uso de especies transitorias poderosas, principalmente el radical hidroxilo ($\text{HO}\cdot$); se trata de un radical generado por medios fotoquímicos (incluida luz solar) u otras formas de energía, poseyendo alta efectividad para la oxidación de la materia orgánica. Algunos POAs, como la fotocatálisis heterogénea o radiólisis, recurren además a reductores químicos que permiten realizar transformaciones de contaminantes tóxicos poco susceptibles a la oxidación, como iones metálicos y compuestos halogenados. Además del radical hidroxilo, se pueden generar otras especies oxidantes como el peróxido de hidrogeno (H_2O_2), $\text{O}_2^{\cdot-}$ y $\text{HO}_2\cdot$, todas ellas contribuyen a la eliminación de contaminantes persistentes. (De la Cruz, 2013).

En la siguiente tabla se muestran los procesos de oxidación avanzadas más empleados tanto fotoquímicos como no fotoquímicos:

Tabla 7. Tecnologías basadas en POAs para el tratamiento de contaminantes en las aguas. Modificada de Patiño, et al., 2014.

Procesos NO Fotoquímicos	Procesos Fotoquímicos
Oxidación en agua sub/supercrítica	UV de vacío (UVV)
Reactivo Fenton ($\text{Fe}_2^+/\text{H}_2\text{O}_2$)	UV/ H_2O_2
Oxidación Electroquímica	Foto – Fenton (UV/ $\text{Fe}_2^+/\text{H}_2\text{O}_2$)
Radiólisis	UV/ O_3
Plasma no térmico	Fotocatálisis Heterogénea
Ultrasonidos	
Ozonización	

Algunas de las ventajas que presentan frente a otros métodos de eliminación de contaminantes en las aguas, son las siguientes (De la Cruz, 2013):

- No solo cambian de fase al contaminante sino que lo transforman químicamente, generalmente consiguen la destrucción completa del contaminante al emplear especies tan oxidantes y no generan fangos (no requieren un proceso posterior de tratamiento y disposición).
- Son muy útiles para contaminantes que resisten al tratamiento biológico y a muy bajas concentraciones (ppb) como los CECs y en muchos casos, el consumo energético es menor que en otras tecnologías.
- Disminuyen la concentración de compuestos formados en pretratamiento alternativos, como la desinfección.
- Permiten transformar contaminantes refractarios en productos tratables por otras tecnologías más económicas como el tratamiento biológico.
- Normalmente, mejoran las propiedades organolépticas de las aguas tratadas y eliminan efectos sobre la salud que pueden generar desinfectantes y oxidantes residuales como el cloro.

Dentro de los POAs, la **ozonización** es la más estudiada para la eliminación de CECs. La molécula de ozono debido a su alto poder oxidante, se emplea en la desinfección de agua potable, consiguiendo así una reducción en la formación de productos de desinfección y mayor biodegradabilidad. Es un método ventajoso donde, por lo general, se obtienen eliminaciones superiores al 90%. Por el contrario, el alto costo del equipo y mantenimiento del mismo, así como la energía necesaria en el proceso, constituyen sus principales desventajas. (Patiño et al., 2014).

En cuanto a los métodos de **radiación ultravioleta (UV)–fotólisis**, constituyen una buena opción de eliminación de contaminantes de las aguas pues no necesitan adición de reactivos químicos para llevar a cabo la remoción, tan solo la radiación UV posee la

suficiente energía para producir rupturas homolíticas y heterolíticas entre moléculas. Las limitaciones de estos procesos suelen ser: la baja eficiencia, aplicables solo a compuestos que absorben radiación en longitudes de onda entre 200 y 300 nm (ya que la luz UV trabaja en los 254 nm) y dan buenos resultados si se centra en un único objetivo. Por lo que, normalmente se combinan con otros métodos convencionales para obtener mejores resultados. Una de las combinaciones más empleadas con éxito es el uso de radiación UV con peróxido de hidrógeno, siendo capaz de degradar compuestos organoclorados alifáticos, aromáticos, fenoles y plaguicidas, entre otros. Ofrece grandes ventajas: el oxidante es muy accesible, térmicamente estable, puede almacenarse in situ y posee solubilidad infinita en el agua. La inversión de capital es mínima y de fácil operación. La desventaja sería las altas concentraciones necesarias del oxidante. (De la Cruz, 2013).

Los **ultrasonidos o sinósolis** (US) son cualquier frecuencia que sea mayor que el límite superior de audición del ser humano (>16 kHz), son capaces de generar radicales hidroxilos (gran poder oxidante) a través de la cavitación acústica. Es un mecanismo también en estudio para la eliminación de CECs de las aguas, ya que presentan ciertas ventajas: seguridad, limpieza, alta penetrabilidad en el medio acuático, alta eficacia de degradación y la no generación de contaminantes secundarios. Por otro lado, no es atractivo para su uso a gran escala debido al consumo energético elevado y los altos costes de los equipos. Se ha demostrado su capacidad de eliminación de pesticidas, tintes, herbicidas, fármacos, hidrocarburos, etc. Para mejorar la eficiencia de este método, se ha combinado con catalizadores (dióxido de titanio, dióxido de silicio o cenizas de carbón), con aditivos químicos o con procesos Fenton. (De la Cruz, 2013).

También se emplean **procesos Fenton** de oxidación para la eliminación de CECs. Se trata de reacciones de peróxidos (normalmente H_2O_2) con iones de hierro para formar especies activas del oxígeno, capaces de oxidar compuestos orgánicos e inorgánicos. Este proceso resulta atractivo porque el H_2O_2 es un reactivo barato, seguro, de fácil manipulación y de descomposición rápida en agua y oxígeno. El hierro por su parte es comparativamente barato, seguro y respetuoso con el medio ambiente. Puede combinarse además con luz UV constituyendo así el proceso foto-Fenton. (De la Cruz, 2013). En general, los resultados obtenidos mediante foto-Fenton son mejores, no es así para el caso de aguas con un alto contenido en materia orgánica, debido a que la turbidez evita la penetración de la radiación UV. La degradación Fenton consigue resultados notables, con una media de degradación

superior al 53%, mientras que en el caso de degradación foto-Fenton la eficacia de degradación es por lo general >74%. (Patiño et al., 2014).

Por último, dentro de los POAs, destacar el proceso de **fotólisis heterogénea**, uno de los procesos más novedosos empleados para la descontaminación o desinfección de aguas. Esta técnica se basa en el uso de radiación UV para foto excitar un catalizador; generando especies reactivas que atacarán a los posibles contaminantes presentes, dando lugar a la ruptura de moléculas, hasta llegar a la mineralización total. El catalizador puede dar lugar a reacciones tanto de oxidación como de reducción. El más empleado hasta el momento es el dióxido de titanio (TiO_2). (De la Cruz, 2013).

8.2.3. *Tratamientos biológicos*

Las plantas de tratamiento de aguas convencionales disponen en el tratamiento secundario de un reactor biológico. Los sistemas biológicos consisten en la degradación de la materia orgánica mediante sistemas aerobios y anaerobios. Sería de gran interés conseguir la eliminación de CECs mediante estos procesos y así evitar la necesidad de nuevas etapas de tratamiento. Pero, pese a ser uno de los principales métodos de tratamiento, disponen de una capacidad limitada para la eliminación de CECs, descartando sólo una parte de éstos, en su mayoría, compuestos polares. (Petrovic et al., 2003).

Investigaciones como las llevadas a cabo por Urase y Kikuta en 2005, los cuales estudiaron la eliminación de CECs (estrógenos, disruptores endocrinos y sustancias farmacéuticas) en lodos activos procedentes de una EDAR en Tokio, muestran que la eliminación de los CECs de los lodos activos fue en porcentajes inferiores al 30% en el 75% de los casos. (Patiño et al., 2014).

8.2.4. *Tecnologías híbridas*

Otras opciones de eliminación de CECs son el empleo de tecnologías híbridas como los biorreactores de membrana (MBR), y la combinación de estos con otros métodos de eliminación. (Patiño et al., 2014). Se considera como el desarrollo más prometedor en el tratamiento microbiológico de aguas residuales. (Gil et al., 2012). Los MBR presentan una serie de ventajas frente al tratamiento biológico, como por ejemplo la posibilidad de operación a elevadas concentraciones de biomasa, reducida producción de lodos, menor concentración de sólidos disueltos y una mayor calidad del efluente. (Patiño et al., 2014). Esta tecnología combina un proceso de degradación biológico usando un lodo activado, con una separación sólido-líquido a través de un proceso de UF. (Gil et al., 2012).

Sipma et al. (2010), compararon la eliminación de 30 compuestos farmacéuticos mediante tratamiento con lodos activos y MBR, las eliminaciones mediante lodos activos fueron inferiores a las obtenidas mediante el empleo de MBR. Incluso algunos compuestos se duplicó la eficacia de eliminación con el empleo de MBR. Mediante el tratamiento con lodos activos, más de la mitad de los compuestos presentaron retenciones inferiores al 40%, en contraposición con la eliminación aplicando MBR, donde para la mitad de los compuestos se obtuvieron retenciones superiores al 70%. No obstante, también ha de tenerse en cuenta que el empleo de MBR resulta más costoso debido al ensuciamiento de las membranas que requiere una parada en la producción para su limpieza física y química. (Patiño et al., 2014).

Sería posible la mejora de la calidad del efluente de salida de un **MBR** si se instala un sistema en serie de tratamiento **con membranas como la UF o la RO**. Cartagena et al. 2013, evaluaron la eliminación de un grupo de diez CECs a la salida del MBR y a la salida de un proceso de membranas cuya alimentación era el permeado anteriormente obtenido. En el análisis a la salida del MBR se obtuvieron elevadas eficacias para estimulantes, (nicotina y cafeína) con eliminaciones superiores al 80%. El empleo de un post-tratamiento mediante NF u RO, provoca en la mayoría de los casos una mejora de la eliminación entre un 20-40% empleando los métodos combinados. (Cartagena et al. 2013).

Otra opción, puede ser la **combinación del MBR con UV**. Estudios llevados a cabo como el de Nguyen et al en 2012, muestran que añadiendo el empleo de UV al sistema, casi el 85% de los CECs fueron eliminados de manera completa, demostrando que la aplicación de UV puede completar el tratamiento MBR satisfactoriamente. (Patiño et al., 2014).

Por último, también es posible completar el tratamiento de **un MBR con adsorción en carbón activo** (MBR/GAC) mejorando así la eliminación de los compuestos hidrofílicos y persistentes. El potencial del carbón activo ha sido demostrado para la eliminación de CECs, no obstante, la adsorción de trazas de estos contaminantes disminuye debido a la competición con los gruesos de materia orgánica; por ello es adecuado su empleo como post-tratamiento, alimentando la columna de GAC con el permeado obtenido tras el tratamiento en un MBR. De nuevo, Nguyen et al en 2012, estudiaron la aplicación de esta técnica en la eliminación de 22 CECs, obteniendo que aquellos compuestos que habían sido eliminados mediante MBR con eficacias inferiores al 40%, presentaban eficacias superiores al 98% tras el tratamiento con GAC. (Patiño et al., 2014).

La siguiente tabla, a modo de resumen muestra las eficacias de remoción de productos farmacéuticos en las aguas de tecnologías convencionales y avanzadas:

Tabla 8. Tratamientos convencionales vs avanzados en la eliminación de productos farmacéuticos de las aguas. Modificado de WHO, 2011.

Tratamiento	Rango de eliminación (%)	Fuente de agua	Área de estudio	Referencia
Tratamientos convencionales de aguas residuales				
Lodos activos	11-99	Aguas negras	Australia	Watkinson, Murby y Costanzo (2007)
	7-100	Alcantarillado	Europa, Japón	DWI (2007)
	<20-80	Alcantarillado	Francia	Gabet-Giraud et al. (2010)
	8-98	Sin especificar	Brasil, Europa, Japón	Ziylan e Ince (2011)
Filtro biológico	6-71	Alcantarillado	Europa	DWI (2007)
Sedimentación primaria	3-45	Sin especificar	Brasil, Europa, Japón	Ziylan e Ince (2011)
Coagulación, filtración y sedimentación	5-36	Sin especificar		
Filtro de arena	0-99	Efluente de lodos activos		
Tratamientos avanzados de aguas residuales				
Ozonización	1-99	Efluente de lodos activos	Brasil, Europa, Japón	Ziylan e Ince (2011)
	86-100	Efluente 2º	Francia	Gabet-Giraud et al. (2010)
Ozonización/ultrasonido y sonocatálisis	23-45	Sin especificar	Europa, Japón, India, Turquía, EEUU	Ziylan e Ince (2011)
Ozonización y ozonización catalítica	>9-100	Sin especificar		
Radiación UV	29	Sin especificar	Brasil, Europa, Japón	Ziylan e Ince (2011)
Fotólisis (UV/H ₂ O ₂)	52-100	Sin especificar	Europa, Japón, India, Turquía, EEUU	Ziylan e Ince (2011)
Fenton UV/TiO ₂	80-100 >95			
Biomembrana	23-99	Efluente tratado	Brasil, Europa, Japón	Ziylan e Ince (2011)
Microfiltración y ósmosis inversa	91-100	Efluente 2º tratado	Australia	Watkinson, Murby y Costanzo (2007)
Ósmosis inversa	62-97	Efluente 2º tratado	Francia	Gabet-Giraud et al. (2010)
Ultrasonidos	24-100	Sin especificar	Europa, Japón, India, Turquía, EEUU	Ziylan e Ince (2011)

8.3. Prevención de CECs en las aguas

De manera simultánea a los métodos de eliminación de CECs y a la legislación que está comenzando a incluirlos dentro de la lista de contaminantes prioritarios, existe un amplio rango de posibilidades que pueden emplearse para disminuir su presencia en las aguas a través del control de las emisiones en origen. A continuación se recogen algunas de estas posibilidades. Aunque afectan principalmente a los productos farmacéuticos, son aplicables tanto a los productos de higiene personal como al amplio rango de CECs (Eckstein y William, 2011) recogidos en el apartado 5.1. Los siguientes apartados ponen de ejemplo los grupos de fármacos y productos de cuidado personal debido a que son los CECs más encontrados en las aguas residuales y potables y mayor preocupación suscitan.

8.3.1. Reformulación de productos

Debido al alto impacto ambiental generado por el uso de fármacos y productos de cuidado personal, así como la excreción de los mismos en los desechos humanos y de animales, se plantea la necesidad de un nuevo diseño o reformulación de muchos de ellos, siempre y cuando mantengan su eficacia terapéutica o se vea mejorada, podría modificarse su estructura química, propiedades y formulación para crear productos finales “inocuos”. Se está persiguiendo el hecho de diseñar fármacos cuyas características de absorción en el organismo sean mejoradas reduciendo así la cantidad de los mismos y sus subproductos en los desechos excretados y, por lo tanto, su presencia en las aguas residuales y de consumo. Otra posibilidad de diseño incluye el desarrollo de fármacos que mantengan su efectividad a nivel terapéutico a pesar de la disminución de los niveles de dosificación. Así como el desarrollo de fármacos “inteligentes” que emulen la química de los productos naturales. (Eckstein y William, 2011).

8.3.2. Alternativas en la dosificación

Tantos los médicos como los pacientes o en el caso de otro tipo de contaminantes, los proveedores, tiendas y consumidores finales, necesitan estar bien informados sobre las consecuencias del uso de algunos productos específicos y en el caso de los medicamentos, conocer los problemas derivados de la sobreprescripción de los mismos.

Muchos estudios han mostrado que la dosis terapéutica efectiva de multitud de medicamentos es mucho menor que la recomendada por el fabricante; por lo que, disminuir la ingesta de fármacos hasta conseguir esa dosis efectiva ahorrará un consumo excesivo de los mismos produciendo la disminución de la cantidad de CECs en las aguas. Para ello, los

médicos deben prescribir la cantidad de medicamento necesaria según el paciente (terapia individualizada). (Eckstein y William, 2011).

Otra solución para disminuir la presencia de CECs en las aguas, es el consumo de otros productos que no los contengan obteniendo los mismos resultados o similares empleando alternativas que no generen problemas al eliminarlos o excretarlos. (Eckstein y William, 2011).

La educación del paciente o consumidor juega también un papel esencial. Desechar de manera correcta medicación acumulada e incluso caducada, así como cumplir con los ciclos de medicación prescritos, ayudará a reducir la presencia de contaminantes en las aguas. (Eckstein y William, 2011).

8.3.3. *Alternativas de comercialización*

En la mayoría de los medicamentos tanto de compra libre como prescrita, así como en muchos otros productos, no se dispone de un etiquetado o una guía de cómo debe hacerse una correcta eliminación una vez utilizados o qué hacer con los excedentes. Además el contenido de algunos productos es muy superior al necesario. Cambios en el embalaje ajustando las cantidades que contienen puede resultar en una reducción de la cantidad descartada de los productos, disminuyendo así en las aguas. (Eckstein y William, 2011).

Por otro lado, los anuncios deberían ser reconsiderados puesto que influyen en las decisiones de compra del consumidor. Anuncios bien planteados donde se explique la eliminación apropiada de los mismos y el impacto que producen sobre el medio ambiente, ayudaría a reducir su presencia en el medio acuático. (Eckstein y William, 2011).

8.3.4. *Alternativas de dispensación*

Existen numerosas formas de dispensación de productos que contienen CECs. Actualmente vía Internet el acceso a los mismos es sencillo y rápido. Disminuyendo la cantidad de fármacos comprados en la web (sin control), se contribuye a la reducción de la cantidad de los mismos que terminan en el medio ambiente por excreción o eliminación directa. (Eckstein y William, 2011).

Otro problema, es la fecha de caducidad de los productos, tras la cual no pueden ser consumidos o la efectividad de los mismos se reduce o es nula. Por lo tanto, una venta de la cantidad adecuada sumada a una apropiada fecha de caducidad favorecerá tanto al consumidor como al medio ambiente. (Eckstein y William, 2011).

En el caso de los productos farmacéuticos, sería interesante crear una base de datos que recoja todas las compras de medicamentos ayudando así a predecir las actuales cantidades de los mismos que pueden llegar a parar al medio ambiente. (Eckstein y William, 2011).

8.3.5. *Alternativas de eliminación y reciclaje*

La necesidad de una eliminación o reciclaje apropiado de los productos es un hecho. Las empresas podrían implementar programas para incentivar la correcta eliminación y reciclaje de sus productos y más cuando pueden generar un impacto negativo en el medio ambiente y llegar a las aguas de consumo. Por ejemplo, proponer el retorno de productos caducados o de excedentes a los fabricantes (distribución inversa), disminuyendo así el flujo de desechos que pueden llegar al medio acuático. (Eckstein y William, 2011).

Otras medidas, son las mejoras en los sistemas de recogida del agua, la identificación y eliminación de aquellas tuberías que viertan de manera directa en las aguas superficiales, cambiar las fosas sépticas por sistemas municipales cuando sea posible, diseñar los WC de tal forma que hagan una separación de desechos líquidos de sólidos, para minimizar los flujos de desechos y reducir los requisitos de suministro de agua, entre otras. (Eckstein y William, 2011).

8.3.6. *Mejora de las legislaciones y sensibilización del consumidor*

Destacar la importancia de la educación a la población en temas relacionados con la eliminación y el reciclaje de residuos. Darles a conocer los problemas que pueden generar en el medio ambiente los CECs y por supuesto en las aguas, incrementando así el sentido de responsabilidad sobre el mismo, viendo como sus acciones individuales contribuyen de manera colectiva a la carga de contaminantes en el medio ambiente. Así como las ventajas económicas y en salud que pueden generar con una eliminación consciente y correcta de los desechos.

9. DISCUSIÓN

Observando los datos recogidos en la Tabla 2 sobre productos farmacéuticos que se encuentran en las aguas de distintos países europeos, se puede concluir que entre ellos el mayor consumo de medicamentos lo realiza Alemania, siendo la media de sus concentraciones la más elevada (120 ng/L), una de las razones es que se trata del país con mayor población entre los 5 en estudio (83 millones de habitantes), Francia con 67 millones de habitantes presenta una media de 37 ng/L en sus aguas; por lo que, aunque hay

una amplia diferencia de población con respecto Alemania, el consumo de fármacos es muy inferior, esto puede deberse a que la población se encuentre más concienciada con el consumo, quizás haya menos automedicación o se realice una eliminación apropiada de los mismos. De forma contraria, destaca el caso de Austria con casi 9 millones de habitantes y una concentración media de fármacos en sus aguas de 52 ng/L, el consumo por parte de su población es mucho mayor, la manera de eliminarlos no es la adecuada o los tratamientos en las EDARs no tienen la misma eficacia de remoción.

En cuanto a valores recogidos en la Tabla 3 sobre drogas de abuso, la nicotina representa el compuesto con las concentraciones más altas reportadas tanto en las aguas residuales como en las aguas de ríos con frecuencias de detección entre 50% y 100%. Encontrando nicotina en las aguas residuales de entrada a la EDAR con concentraciones de hasta 64410 ng/L en el caso de Estados Unidos y 23325 ng/L en España. Tras el tratamiento en la EDAR, la concentración máxima en EEUU de nicotina es de 47 ng/L y en España de 17385 ng/L; esto puede ser un indicador de que en España apenas se estén implementando tratamientos no convencionales en las EDARs para la eliminación de CECs, mostrando así que la preocupación sobre este tema no está interiorizada y que falta mucho camino por avanzar en los sistemas de tratamiento de aguas. En el caso de los productos de higiene personal (ver Tabla 4), destacan los parabenos, que presentan elevadas concentraciones en el agua influente de la EDAR, el uso de estos PCPs está ampliamente extendido, ya que suele emplearse como conservante en cosmética. Se observa que las eficacias de remoción en la EDAR depende totalmente de las propiedades físico-químicas del PCP, de ahí la amplia variación de concentraciones en el efluente de la misma.

Los datos recogidos en la Tabla 5, muestran algunos de los riesgos identificados que pueden generar los CECs presentes en las aguas, siendo los peces, crustáceos y algas los más afectados por los mismos pues se trata de su hábitat y la exposición es continua. Los tejidos de los riñones son los más afectados pues actúan de filtro, las hormonas afectan a genes hepáticos, y de manera general los CECs inhiben el crecimiento (incluso en células embrionarias humanas) y afectan a la reproducción de las especies acuáticas.

Entrando ahora en las técnicas de eliminación de CECs de las aguas, se recogen en la Figura 6 los resultados de una comparativa entre tres de los métodos físico-químicos más empleados (C/F empleando Fe y Al, NF y adsorción con carbones activos). El orden en cuanto a la eficacia de eliminación conseguida es el siguiente: Fe<Al<NF<GAC<PAC. Es decir, los métodos de C/F son los de menor eficacia de remoción, superando apenas el 40%

en el caso del estrógeno E6, tal como apuntaban otros estudios, seguido de la técnica de NF, con porcentajes de eliminación de los contaminantes entre el 60 y el 90% en el caso del compuesto E4; que aunque se obtienen valores de eliminación elevados, estos puede ir disminuyendo a medida que se produce en ensuciamiento de la membrana filtrante. Por último, los procesos de adsorción con carbón activado son los que presentan una mayor tasa de remoción de todos los estrógenos en estudio, con valores de eficacia del 100% debido a la gran capacidad de adsorción que posee el carbón activo.

La Tabla 8, muestra de nuevo que la capacidad de eliminación de un método u otro se ve afectada por el tipo de agua que reciba (aguas negras, efluente de lodos activos, efluente tratado en la EDAR, etc.), además de las características de los contaminantes. De manera general, los resultados recogidos para los métodos avanzados de eliminación para el caso de productos farmacéuticos, muestran que son más eficaces que los métodos convencionales. Entre los métodos convencionales, destaca la capacidad de eliminación de contaminantes de los lodos activos (en algunos casos eficacias superiores al 90%) siendo superior a la de los filtros biológicos, aun así, la capacidad de remoción varía y puede verse limitada por muchos factores como la edad del lodo, la temperatura del tanque de lodos activos y el tiempo de retención hidráulico. Dentro de los POAs, la ozonización muestra buenos resultados de remoción de fármacos cuando se realiza sobre aguas que ya han recibido algún tratamiento previo, en el caso de la ozonización catalítica la eliminación puede alcanzar el 100% de eficacia debido a la capacidad del catalizador de favorecer la reacción de oxidación. La radiación UV por sí sola no supera el 30% de eficacia de remoción, sin embargo, si lo hace combinada con oxidantes como el H_2O_2 o catalizadores como el TiO_2 puede alcanzar valores entre el 80 y 100% en algunos casos; al igual que el método Fenton, Los tratamientos con membranas como ala RO y NF alcanzan eficacias de eliminación de productos farmacéuticos entre el 90 y el 100%.

Las tecnologías híbridas mencionadas cuya base es el MBR alcanzan eficacias de eliminación elevadas pues se combinan, normalmente en serie, con procesos de tratamientos avanzados, sumando eficacia de remoción de los contaminantes. Las más destacadas se combinan con tratamientos de membranas como la RO, NF y UF así como con carbones activos; ya que, por si solas, estas tecnologías eran capaces de alcanzar elevadas tasas de eliminación de CECs.

La necesidad de añadir métodos avanzados de eliminación de contaminantes a las actuales EDARs es clara, la elección de uno u otro método vendrá marcado por las concentraciones

de contaminantes permitidas a nivel legislativo, del tipo de contaminantes presentes en las aguas a tratar, de los costes económicos que conlleve la adición de las nuevas instalaciones, el consumo energético de las mismas, el espacio disponible para su instalación, la necesidad de nuevos reactivos, etc.

10. CONCLUSIONES

La llegada de nuevos productos químicos al medio acuático es continua y en constante crecimiento, llegando incluso a las aguas de consumo humano. En algunos casos los riesgos que pueden ocasionar van más allá de los actuales métodos de monitorización y evaluación de riesgos, las tecnologías preventivas y de eliminación disponibles. La principal entrada de CECs ($\mu\text{g/L}$ y ng/L) a los cuerpos de agua son los efluentes de las EDARs, pues a pesar de los tratamientos, muchos de ellos superan todas las fases llegando a las aguas o incluso forman subproductos que pueden ser más tóxicos que sus precursores.

Asegurar la eliminación de CECs del medio ambiente requiere el trabajo continuo de investigación, con el fin de desarrollar procesos de eliminación eficientes sobre la base de la sostenibilidad. Siendo el primer paso el desarrollo de métodos analíticos capaces de detectarlos (GC, MS, LC) en diferentes matrices ambientales. El resultado de estos esfuerzos conducirá a futuras regulaciones donde estos contaminantes se encuentren recogidos en su propia lista, en la que se tengan en cuenta su ocurrencia, toxicidad, posibles riesgos ambientales y de salud; así como los métodos de prevención y remediación de los mismos. La regulación de los CECs ayudará a la disminución de su presencia en el medio ambiente pero se necesitan mejoras en las formas de recogida de las aguas, la concienciación y educación social, eliminación correcta de desechos que puedan contenerlos, incentivar el reciclaje y la reutilización, sistemas de retorno de fármacos, así como el uso de métodos de tratamientos avanzados en depuración de aguas.

Los estudios consideran que una de las opciones más prometedoras para implantar en las plantas de tratamiento de aguas sería la tecnología híbrida conformada por un reactor biológico de membrana (MBR) combinado con tecnologías tales como la NF, la RO, la adsorción con carbón activo (GAC) o la luz UV. De esta forma se podrían conseguir eficacias de eliminación en muchos casos del 100% de los CECs.

Por lo tanto, sabiendo los riesgos que suponen para el medio ambiente los estos contaminantes, las medidas de prevención que pueden ponerse en marcha, así como el

desarrollo de tecnologías capaces de detectarlos y eliminarlos, es el momento de que los Gobiernos tomen en consideración todos estos datos y comiencen a desarrollar legislación restrictiva en cuanto a su presencia y enfocada en el cuidado y respeto al medio ambiente; la participación ciudadana será clave para alcanzar dicho objetivo con éxito, necesitando un cambio de mentalidad en las generaciones futuras para implementar todas estas ideas de manera exitosa.

11. BIBLIOGRAFÍA Y WEBGRAFÍA

- Adams, C., ASCE, M., Wang, Y., Loftin, K., Meyer, M. (2002). Removal of antibiotics from surface and distilled water in conventional water treatment processes. *Journal of Environmental Engineering*. 128, 253-259.
- Arbeláez, P.A. (2015). Contaminantes emergentes en aguas residuales y de río y de fangos de depuradora. *Tesis Doctoral*. Universitat Rovira i Virgili. Tarragona, España.
- Barceló, L.D., López de Alda, M.J. (2008). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. Panel Científico-Técnico de seguimiento de la política de aguas. Fundación Nueva Cultura del Agua. Universidad de Sevilla – Ministerio del Medio Ambiente.
- Bartual, J., Bereguer, M.J. (1984). NTP 143: Guía de Buenas Prácticas. Pesticidas: clasificación y riesgos principales. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales. España.
- BOE (2015). Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Boletín Oficial del Estado núm. 219 de 12 de Septiembre de 2015.
- Cartagena, P., El Kaddouri, M., Cases, V., Trapote, A., Prats, D. (2013). Reduction of emerging micropollutants, organic matter, nutrients and salinity from real wastewater by combined MBR-NF/RO treatment. *Separation and Purification Technology*. Elsevier. 110, 132-143.
- De la Cruz, N. (2013). Estudio de la eliminación de contaminantes emergentes en aguas mediante Procesos de Oxidación Avanzados. *Tesis Doctoral*. Universidad de Barcelona, Barcelona, España.
- DOCE (2013). Directiva 2013/39/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de agosto de 2013 por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Unión Europea.

- Eckstein, G., William, G. (2011). Alternative Strategies for Managing Pharmaceutical and Personal Care Products in Water Resources. (pp. 8 y 9). Texas Tech University Center for Water Law & Policy.
- Gavrilescu, M., Demnerová, K., Aamand, J., Agathos, S., Fava, F. (2014). Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. New Biotechnology. Elsevier.
- Gil, M.J., Soto, A.M., Usma, J.I., Gutiérrez, O.D. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. Producción + limpia, 7, 52-73.
- González, R.A. (2016). Caracterización y seguimiento de contaminantes emergentes. *Tesis Doctoral*. Universidad de Valencia, Valencia, España.
- Huerta-Fontela, M., Galceran, M.T., Ventura, F. (2011). Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water treatment. Water Research. 45, 1432-1442.
- Kimura, K., Toshima, S., Amy, G., Watanabe, Y. (2004). Rejection of neutral endocrine disrupting compounds (EDCs) and pharmaceutical active compounds (PhACs) by RO membranes. Journal of Membrane Science. Elsevier. 245 (1-2), 71-78.
- Kolpin, D., Furlong, E., Meyer, M., Zaugg, S. (2002). Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000: a national reconnaissance. Environmental Science & Technology, 36, 1202–1211.
- Organización Mundial de la Salud, OMS. (1994). Glosario de términos de alcohol y drogas.
- Orta, L. (2002). Contaminación de las aguas por plaguicidas químicos. Instituto de Investigaciones de Sanidad Vegetal. . Fitosanidad. 6, 55-62. La Habana, Cuba.
- OW/ORD Emerging Contaminants Workgroup. (2008). White paper. Aquatic Life Criteria for Contaminants of Emerging Concern. Part I. General Challenges and Recommendations. United States Environmental Protection Agency.
- Patiño, Y., Díaz, E., Ordóñez, S. (2014). Microcontaminantes Emergentes en Aguas: Tipos y Sistemas de Tratamiento. Avances en Ciencia e Ingeniería. 5(2), 1-20.
- Petrovic, M., Gonzalez, S., Barceló, D. (2003). Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. Department of Environmental Chemistry, IIQAB – CSIC. Barcelona, Spain.
- Tejada, C., Quiñonez, E., Peña, M. (2014). Contaminantes emergentes en aguas: metabolitos de fármacos. Una revisión. Universidad Militar Nueva Granada. Revista Facultad de Ciencias Básicas. 10, 80-101.
- World Health Organization. (2011). Pharmaceuticals in drinking-water. Public Health and Environment Water, Sanitation, Hygiene and Health. World Health Organization.

- www.higieneambiental.com. Tipos de biocidas químicos utilizados para el tratamiento de aguas en instalaciones. <https://higieneambiental.com/productos-biocidas-y-equipos/tipos-de-biocidas-quimicos-utilizados-para-el-tratamiento-del-agua-en-instalaciones>. Accedido el 20 de agosto de 2019.
- www.igua.es. Contaminantes emergentes (sustancias preferentes, prioritarias, en observación, candidatas...) <https://www.igua.es/blogs/javier-arrieta-morales/contaminantes-emergentes-preferentes-prioritarias-sustancias>. Accedido el 23 de agosto de 2019.
- www.igua.es. La gestión del agua en España: Un repaso a la historia. <https://www.igua.es/blogs/laura-f-zarza/gestion-agua-espana-repaso-historia>. Accedido el 23 de agosto de 2019.
- www.jumapam.gob.mx. Distribución del agua en el planeta. <http://jumapam.gob.mx/cultura-del-agua/distribucion-de-agua-en-el-planeta/>. Accedido el 1 de agosto de 2019.
- www.madridmas.org. Publicada la nueva Directiva 2018/840/UE sobre la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas. <https://www.madridmasd.org/blogs/remtavares/2018/11/23/133737>. Accedido el 23 de agosto de 2019.
- www.miteco.gob.es. Ministerio para la Transición Ecológica. Gobierno de España. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/productos-quimicos/biocidas/>. Accedido el 20 de agosto de 2019.
- www.miteco.gob.es. Ministerio para la Transición Ecológica. Gobierno de España. Directiva Marco del Agua. <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/marco-del-agua/default.aspx>. Accedido el 21 de agosto de 2019.
- www.rachelcarson.org. Rachel Carson, The Life and Legacy. www.rachelcarson.org/Bio.aspx. Accedido el 9 de septiembre de 2019.
- www.usgs.gov. U.S. Geological Survey. El ciclo del Agua. <https://water.usgs.gov/edu/watercyclespanish.html>. Accedido el 1 de agosto de 2019.

12. ANEXOS

ANEXO I

Listado de Sustancias Prioritarias, tomado de la Directiva 2013/39/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de agosto de 2013 por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas.

Número	Nº CAS ⁽¹⁾	Nº UE ⁽²⁾	Nombre de la sustancia prioritaria ⁽³⁾	Identificada como sustancia peligrosa prioritaria
(1)	15972-60-8	240-110-8	Alacloro	
(2)	120-12-7	204-371-1	Antraceno	X
(3)	1912-24-9	217-617-8	Atrazina	
(4)	71-43-2	200-753-7	Benceno	
(5)	No aplicable	No aplicable	Difeniléteres bromados	X ⁽⁴⁾
(6)	7440-43-9	231-152-8	Cadmio y sus compuestos	X
(7)	85535-84-8	287-476-5	Cloroalcanos, C ₁₀₋₁₃	X
(8)	470-90-6	207-432-0	Clorfenvinfós	
(9)	2921-88-2	220-864-4	Clorpirifós (Clorpirifós-etilo)	
(10)	107-06-2	203-458-1	1,2-Dicloroetano	
(11)	75-09-2	200-838-9	Diclorometano	
(12)	117-81-7	204-211-0	Ftalato de di(2-etilhexilo) (DEHP)	X
(13)	330-54-1	206-354-4	Diurón	
(14)	115-29-7	204-079-4	Endosulfán	X
(15)	206-44-0	205-912-4	Fluoranteno	
(16)	118-74-1	204-273-9	Hexaclorobenceno	X
(17)	87-68-3	201-765-5	Hexaclorobutadieno	X
(18)	608-73-1	210-168-9	Hexaclorociclohexano	X
(19)	34123-59-6	251-835-4	Isoproturón	
(20)	7439-92-1	231-100-4	Plomo y sus compuestos	
(21)	7439-97-6	231-106-7	Mercurio y sus compuestos	X
(22)	91-20-3	202-049-5	Naftaleno	
(23)	7440-02-0	231-111-4	Níquel y sus compuestos	
(24)	No aplicable	No aplicable	Nonilfenoles	X ⁽⁵⁾
(25)	No aplicable	No aplicable	Octilfenoles ⁽⁶⁾	

Contaminantes Emergentes: Origen y Destino

(26)	608-93-5	210-172-0	Pentaclorobenceno	X
(27)	87-86-5	201-778-6	Pentaclorofenol	
(28)	No aplicable	No aplicable	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) ⁽⁷⁾	X
(29)	122-34-9	204-535-2	Simazina	
(30)	No aplicable	No aplicable	Compuestos de tributilestano	X ⁽⁸⁾
(31)	12002-48-1	234-413-4	Triclorobencenos	
(32)	67-66-3	200-663-8	Triclorometano (cloroformo)	
(33)	1582-09-8	216-428-8	Trifluralina	X
(34)	115-32-2	204-082-0	Dicofol	X
(35)	1763-23-1	217-179-8	Ácido perfluoro-octano-sulfónico y sus derivados (PFOS)	X
(36)	124495-18-7	No aplicable	Quinoxifeno	X
(37)	No aplicable	No aplicable	Dioxinas y compuestos similares	X ⁽⁹⁾
(38)	74070-46-5	277-704-1	Acclonifeno	
(39)	42576-02-3	255-894-7	Bifenox	
(40)	28159-98-0	248-872-3	Cibutrina	
(41)	52315-07-8	257-842-9	Cipermetrina ⁽¹⁰⁾	
(42)	62-73-7	200-547-7	Diclorvós	
(43)	No aplicable	No aplicable	Hexabromociclododecanos (HBCDD)	X ⁽¹¹⁾
(44)	76-44-8/ 1024-57-3	200-962-3/ 213-831-0	Heptacloro y epóxido de heptacloro	X
(45)	886-50-0	212-950-5	Terbutrina	

(1) CAS: Servicio de resúmenes químicos (*Chemical Abstracts Service*).

(2) Número UE: Número de registro del Catálogo Europeo de Sustancias Químicas Comercializadas (EINECS) o de la Lista Europea de Sustancias Químicas Notificadas (ELINCS).

(3) Cuando se hayan seleccionado grupos de sustancias, a menos que estén explícitamente señalados, determinados representantes típicos se definen en el contexto de la fijación de normas de calidad ambiental.

(4) Solo los compuestos tetra, penta, hexa y heptabromodifeniléter (números CAS 40088-47-9, 32534-81-9, 36483-60-0, 68928-80-3, respectivamente).

(5) Nonilfenol (CAS 25154-52-3, UE 246-672-0), con inclusión de los isómeros 4-nonilfenol (CAS 104-40-5, UE 203-199-4) y 4- nonilfenol (ramificado) (CAS 84852-15-3, UE 284-325-5).

(6) Octilfenol (CAS 1806-26-4, UE 217-302-5), con inclusión del isómero 4-(1,1',3,3'-tetrametilbutil)fenol (CAS 140-66-9, UE 205-426- 2).

(7) Con inclusión de benzo(a)pireno (CAS 50-32-8, UE 200-028-5), benzo(b)fluoranteno (CAS 205-99-2, UE 205-911-9), benzo(g,h,i)pe- rilenol (CAS 191-24-2, UE 205-883-8), benzo(k)fluoranteno (CAS 207-08-9, UE 205-916-6), indeno(1,2,3-cd)pireno (CAS 193-39-5, UE 205-893-2) y con exclusión del antraceno, fluoranteno y naftaleno, que figuran por separado.

(8) Con inclusión del catión de tributilestano (CAS 36643-28-4).

(9) Se refiere a los siguientes compuestos:

siete dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD): 2,3,7,8-T4CDD (CAS 1746-01-6), 1,2,3,7,8-P5CDD (CAS 40321-76-4), 1,2,3,4,7,8- H6CDD (CAS

39227-28-6), 1,2,3,6,7,8-H6CDD (CAS 57653-85-7), 1,2,3,7,8,9-H6CDD (CAS 19408-74-3), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD (CAS 35822-46-9), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD (CAS 3268-87-9), diez dibenzofuranos policlorados (PCDF): 2,3,7,8-T4CDF (CAS 51207-31-9), 1,2,3,7,8-P5CDF (CAS 57117-41-6), 2,3,4,7,8-P5CDF (CAS 57117-31-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDF (CAS 70648-26-9), 1,2,3,6,7,8-H6CDF (CAS 57117-44-9), 1,2,3,7,8,9-H6CDF (CAS 72918-21-9), 2,3,4,6,7,8-H6CDF (CAS 60851-34-5), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF (CAS 67562-39-4), 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF (CAS 55673-89-7), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF (CAS 39001-02-0), doce policlorobifenilos similares a las dioxinas (PCB-DL): 3,3',4,4'-T4CB (PCB 77, CAS 32598-13-3), 3,3',4',5'-T4CB (PCB 81, CAS 70362-50-4), 2,3,3',4,4'-P5CB (PCB 105, CAS 32598-14-4), 2,3,4,4',5-P5CB (PCB 114, CAS 74472-37-0), 2,3',4,4',5-P5CB (PCB 118, CAS 31508-00-6), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 123, CAS 65510-44-3), 3,3',4,4',5-P5CB (PCB 126, CAS 57465-28-8), 2,3,3',4,4',5-H6CB (PCB 156, CAS 38380-08-4), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 157, CAS 69782-90-7), 2,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 167, CAS 52663-72-6), 3,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 169, CAS 32774-16-6), 2,3,3',4,4',5,5'-H7CB (PCB 189, CAS 39635-31-9).

(10) CAS 52315-07-8 se refiere a una mezcla isómera de cipermetrina, α -cipermetrina (CAS 67375-30-8), β -cipermetrina (CAS 65731-84-2), θ -cipermetrina (CAS 71697-59-1) y ζ -cipermetrina (52315-07-8).

(11) Se refiere a las sustancias 1,3,5,7,9,11-hexabromociclododecano (CAS 25637-99-4), 1,2,5,6,9,10-hexabromociclododecano (CAS 3194-55-6), α -hexabromociclododecano (CAS 134237-50-6), β -hexabromociclododecano (CAS 134237-51-7) y γ -hexabromociclododecano (CAS 134237-52-8).

ANEXO II

Normas de Calidad Ambiental (NCA) tomado de la Directiva 2013/39/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de agosto de 2013 por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas.

NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL PARA LAS SUSTANCIAS PRIORITARIAS Y ALGUNOS OTROS CONTAMINANTES

MA: media anual; CMA: concentración máxima admisible; Unidad: [$\mu\text{g/l}$] para las columnas (4) a (7); [$\mu\text{g/kg}$ de peso húmedo] para la columna (8)

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
Nº	Nombre de la sustancia	Nº CAS ⁽¹⁾	NCA-MA ⁽²⁾ Aguas superficiales continentales ⁽³⁾	NCA-MA ⁽²⁾ Otras aguas superficiales	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Aguas superficiales continentales ⁽³⁾	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Otras aguas superficiales	NCA Biota ⁽¹²⁾
(1)	Alacloro	15972-60-8	0,3	0,3	0,7	0,7	
(2)	Antraceno	120-12-7	0,1	0,1	0,1	0,1	
(3)	Atrazina	1912-24-9	0,6	0,6	2,0	2,0	
(4)	Benceno	71-43-2	10	8	50	50	

Contaminantes Emergentes: Origen y Destino

(5)	Difeniléteres bromados ⁽⁵⁾	32534-81-9			0,14	0,014	0,0085
(6)	Cadmio y sus compuestos (en función de las clases de dureza del agua) ⁽⁶⁾	7440-43-9	≤ 0,08 (Clase 1) 0,08 (Clase 2) 0,09 (Clase 3) 0,15 (Clase 4) 0,25 (Clase 5)	0,2	≤ 0,45 (Clase 1) 0,45 (Clase 2) 0,6 (Clase 3) 0,9 (Clase 4) 1,5 (Clase 5)	≤ 0,45 (Clase 1) 0,45 (Clase 2) 0,6 (Clase 3) 0,9 (Clase 4) 1,5 (Clase 5)	
(6 bis)	Tetracloruro de carbono ⁽⁷⁾	56-23-5	12	12	No aplicable	No aplicable	
(7)	Cloroalcanos C ₁₀₋₁₃ ⁽⁸⁾	85535-84-8	0,4	0,4	1,4	1,4	
(8)	Clorfenvinfós	470-90-6	0,1	0,1	0,3	0,3	
(9)	Clorpirifós (Clorpirifós-etilo)	2921-88-2	0,03	0,03	0,1	0,1	
(9 bis)	Plaguicidas de tipo ciclodieno: Aldrina ⁽⁷⁾ Dieldrina ⁽⁷⁾ Endrina ⁽⁷⁾ Isodrina ⁽⁷⁾	309-00-2 60-57-1 72-20-8 465-73-6	Σ = 0,01	Σ = 0,005	No aplicable	No aplicable	
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
Nº	Nombre de la sustancia	Nº CAS ⁽¹⁾	NCA-MA ⁽²⁾ Aguas superficiales	NCA-MA ⁽²⁾ Otras aguas superficiales	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Aguas superficiales	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Otras aguas superficiales	NCA Biota ⁽¹²⁾
(9 ter)	DDT total ⁽⁷⁾ ⁽⁹⁾	No aplicable	0,025	0,025	No aplicable	No aplicable	
	p,p'-DDT ⁽⁷⁾	50-29-3	0,01	0,01	No aplicable	No aplicable	
(10)	1,2-Dicloroetano	107-06-2	10	10	No aplicable	No aplicable	
(11)	Diclorometano	75-09-2	20	20	No aplicable	No aplicable	
(12)	Ftalato de di(2-etilhexilo) (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	No aplicable	No aplicable	
(13)	Diurón	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8	
(14)	Endosulfán	115-29-7	0,005	0,0005	0,01	0,004	
(15)	Fluoranteno	206-44-0	0,0063	0,0063	0,12	0,12	30

Contaminantes Emergentes: Origen y Destino

(16)	Hexacloroben- ceno	118-74-1			0,05	0,05	10
(17)	Hexaclorobuta- dieno	87-68-3			0,6	0,6	55
(18)	Hexaclorociclo- hexano	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02	
(19)	Isoproturón	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0	
(20)	Plomo y sus compuestos	7439-92-1	1,2 ⁽¹³⁾	1,3	14	14	
(21)	Mercurio y sus compuestos	7439-97-6			0,07	0,07	20
(22)	Naftaleno	91-20-3	2	2	130	130	
(23)	Níquel y sus compuestos	7440-02-0	4 ⁽¹³⁾	8,6	34	34	
(24)	Nonilfenoles (4-Nonilfenol)	84852-15-3	0,3	0,3	2,0	2,0	
(25)	Octilfenoles ((4-(1,1',3,3'-te- trametilbutil)- fenol))	140-66-9	0,1	0,01	No aplicable	No aplicable	
(26)	Pentacloroben- ceno	608-93-5	0,007	0,0007	No aplicable	No aplicable	
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
Nº	Nombre de la sustancia	Nº CAS ⁽¹⁾	NCA-MA (²) Aguas superficiales <small>contaminantes (³)</small>	NCA-MA (²) Otras aguas superficiales	NCA-CMA (⁴) Aguas superficiales <small>contaminantes (³)</small>	NCA-CMA (⁴) Otras aguas superficiales	NCA Biota (¹²)
(27)	Pentaclorofenol	87-86-5	0,4	0,4	1	1	
(28)	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) ⁽¹¹⁾	No aplicable	No aplicable	No aplica- ble	No aplicable	No aplicable	
	Benzo(a)pireno	50-32-8	$1,7 \times 10^{-4}$	$1,7 \times 10^{-4}$	0,27	0,027	5
	Benzo(b) fluoranteno	205-99-2	Véase la nota 11	Véase la nota 11	0,017	0,017	Véase la nota 11
	Benzo(k) fluoranteno	207-08-9	Véase la nota 11	Véase la nota 11	0,017	0,017	Véase l a nota 11
	Benzo(g,h,i)peri- leno	191-24-2	Véase la nota 11	Véase la nota 11	$8,2 \times 10^{-3}$	$8,2 \times 10^{-4}$	Véase la nota 11

Contaminantes Emergentes: Origen y Destino

	Indeno(1,2,3-cd)pireno	193-39-5	Véase la nota 11	Véase la nota 11	No aplicable	No aplicable	Véase la nota 11
(29)	Simazina	122-34-9	1	1	4	4	
(29 bis)	Tetracloroetileno ⁽⁷⁾	127-18-4	10	10	No aplicable	No aplicable	
(29 ter)	Tricloroetileno ⁽⁷⁾	79-01-6	10	10	No aplicable	No aplicable	
(30)	Compuestos de tributilestano (Cation de tributilestano)	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015	
(31)	Triclorobencenos	12002-48-1	0,4	0,4	No aplicable	No aplicable	
(32)	Triclorometano	67-66-3	2,5	2,5	No aplicable	No aplicable	
(33)	Trifluralina	1582-09-8	0,03	0,03	No aplicable	No aplicable	
(34)	Dicofol	115-32-2	$1,3 \times 10^{-3}$	$3,2 \times 10^{-5}$	No aplicable ⁽¹⁰⁾	No aplicable ⁽¹⁰⁾	33
(35)	Ácido perfluorooctanosulfónico y sus derivados (PFOS)	1763-23-1	$6,5 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-4}$	36	7,2	9,1
(36)	Quinoxifeno	124495-18-7	0,15	0,015	2,7	0,54	
Nº	Nombre de la sustancia	Nº CAS ⁽¹⁾	NCA-MA ⁽²⁾ Aguas superficiales	NCA-MA ⁽²⁾ Otras aguas superficiales	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Aguas superficiales	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Otras aguas superficiales	NCA Biota ⁽¹²⁾
(37)	Dioxinas y compuestos similares	Véase la nota 10, en el anexo X de la Directiva 2000/60/CE			No aplicable	No aplicable	Suma de PCDD + PCDF + PCB-DL 0,0065 µg.kg ⁻¹ TEQ ⁽¹⁴⁾
(38)	Aclonifeno	74070-46-5	0,12	0,012	0,12	0,012	
(39)	Bifenox	42576-02-3	0,012	0,0012	0,04	0,004	
(40)	Cibutrina	28159-98-0	0,0025	0,0025	0,016	0,016	
(41)	Cipermetrina	52315-07-8	8×10^{-5}	8×10^{-6}	6×10^{-4}	6×10^{-5}	
(42)	Diclorvós	62-73-7	6×10^{-4}	6×10^{-5}	7×10^{-4}	7×10^{-5}	

(43)	Hexabromociclododecano (HBCDD)	Véase la nota 12, en el anexo X de la Directiva 2000/60/CE	0,0016	0,0008	0,5	0,05	167
(44)	Heptacloro y epóxido de heptacloro	76-44-8/ 1024-57-3	2×10^{-7}	1×10^{-8}	3×10^{-4}	3×10^{-5}	$6,7 \times 10^{-3}$
(45)	Terbutrina	886-50-0	0,065	0,0065	0,34	0,034	

- (1) CAS: Servicio de resúmenes químicos (*Chemical Abstracts Service*).
- (2) Este parámetro es la NCA expresada como valor medio anual (NCA-MA). Salvo que se especifique otra cosa, se aplica a la concentración total de todos los isómeros.
- (3) Las aguas superficiales continentales incluyen los ríos y lagos y las masas de agua artificiales o muy modificadas conexas.
- (4) Este parámetro es la NCA expresada como concentración máxima admisible (NCA-CMA). Cuando en la columna NCA-CMA se indica "No aplicable", se considera que los valores NCA-MA protegen contra los picos de contaminación a corto plazo en el caso de los vertidos continuos, ya que son significativamente inferiores a los valores calculados sobre la base de la toxicidad aguda.
- (5) Por lo que respecta al grupo de sustancias prioritarias incluidas en los difeniléteres bromados (nº 5), las NCA se refieren a la suma de las concentraciones de los congéneres nº 28, 47, 99, 100, 153 y 154.
- (6) Por lo que respecta al cadmio y sus compuestos (nº 6), los valores de las NCA varían en función de la dureza del agua con arreglo a cinco categorías (clase 1: < 40 mg CaCO₃/l, clase 2: de 40 a < 50 mg CaCO₃/l, clase 3: de 50 a < 100 mg CaCO₃/l, clase 4: de 100 a < 200 mg CaCO₃/l, y clase 5: ≥ 200 mg CaCO₃/l).
- (7) Esta sustancia no es una sustancia prioritaria sino uno de los otros contaminantes para los cuales las NCA son idénticas a las establecidas en la legislación aplicable antes del 13 de enero de 2009.
- (8) No se señala para este grupo de sustancias ningún parámetro indicativo. El parámetro o parámetros indicativos deberán definirse mediante el método analítico.
- (9) El DDT total incluye la suma de los isómeros 1,1,1-tricloro-2,2-bis(p-clorofenil)-etano (nº CAS 50-29-3; nº UE 200-024-3); 1,1,1-tricloro-2-(o-clorofenil)-2-(p-clorofenil)-etano (nº CAS 789-02-6; nº UE 212-332-5); 1,1-dicloro-2,2-bis(p-clorofenil)-etileno (nº CAS 72-55-9; nº UE 200-784-6), y 1,1-dicloro-2,2-bis(p-clorofenil)-etano (nº CAS 72-54-8; nº UE 200-783-0).
- (10) No se dispone de suficiente información para establecer una NCA-CMA para estas sustancias.
- (11) Por lo que respecta al grupo de sustancias prioritarias de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (nº 28), las NCA de la biota y las correspondientes NCA-MA en el agua se refieren a la concentración de benzo(a)pireno, en cuya toxicidad se basan. El benzo(a)pireno puede considerarse como un marcador de los otros HAP, ya que solo tal sustancia debe ser objeto de seguimiento a efectos de comparación con las NCA de la biota o las correspondientes NCA-MA en el agua.
- (12) Salvo que se indique de otro modo, las NCA de la biota se refieren a los peces. Sustitutivamente podrá hacerse el seguimiento de otro taxón de la biota u otra matriz, siempre que las NCA aplicadas ofrezcan un nivel equivalente de protección. Para las sustancias con los números 15 (fluoranteno) y 28 (HAP), la NCA de la biota se refiere a crustáceos y moluscos. A efectos de evaluar el estado químico, no resulta adecuado el seguimiento del fluoranteno y de los HAP en los peces. Para la sustancia con el número 37 (dioxinas y compuestos similares), la NCA de la biota se refiere a los peces, los crustáceos y los moluscos en consonancia con el punto 5.3 del anexo del

Reglamento (UE) n° 1259/2011 de la Comisión, de 2 de diciembre de 2011, por el que se modifica el Reglamento (CE) n° 1881/2006 en lo relativo a los contenidos máximos de dioxinas, PCB similares a las dioxinas y PCB no similares a las dioxinas en los productos alimenticios (DO L 320 de 3.12.2011, p. 18).

(13) Estas NCA se refieren a las concentraciones biodisponibles de las sustancias.

(14) PCDD: dibenzo-p-dioxinas policloradas; PCDF: dibenzofuranos policlorados; PCB-DL: policlorobifenilos similares a las dioxinas; TEQ: equivalentes tóxicos con arreglo a los Factores de Equivalencia Tóxica de 2005 de la Organización Mundial de la Salud.»

ANEXO III

Listado de Sustancias Preferentes tomado del Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.

Apartado A. Normas de Calidad Ambiental (NCA).

MA = media anual, unidad = µg/L

N.º	N.º CAS(1)	Nombre de la sustancia	NCA-MA(2) Aguas superficiales continentales (3)		NCA-MA (2) Otras aguas superficiales
(1)	100-41-4	Etilbenceno.	30		30
(2)	108-88-3	Tolueno.	50		50
(3)	71-55-6	1, 1, 1 – Tricloroetano.	100		100
(4)	1330-20-7	Xileno (Σ isómeros orto, meta y para).	30		30
(5)	5915-41-3	Terbutilazina.	1		1
(6)	7440-38-2	Arsénico.	50		25
(7)	7440-50-8	Cobre (4).	Dureza del agua (mg/L CaCO ₃) CaCO ₃ ≤ 10 10 < CaCO ₃ ≤ 50 50 < CaCO ₃ ≤ 100 CaCO ₃ > 100	NCA- MA 5 22 40 120	25
(8)	18540-29-9	Cromo VI.	5		5
(9)	7440-47-3	Cromo.	50		no aplicable
(10)	7782-49-2	Selenio.	1		10

(11)	7440-66-6	Zinc ⁽⁴⁾ .	Dureza del agua (mg/L CaCO ₃) CaCO ₃ ≤ 10 10 < CaCO ₃ ≤ 50 50 < CaCO ₃ ≤ 100 CaCO ₃ > 100	NCA- MA 30 200 300 500	60
(12)	74-90-8	Cianuros totales.	40		no aplicable
(13)	16984-48-8	Fluoruros.	1700		no aplicable
(14)	108-90-7	Clorobenceno.	20		no aplicable
(15)	25321-22-6	Diclorobenceno (Σ isómeros orto, meta y para).	20		no aplicable
(16)	51218-45-2	Metolacoloro.	1		no aplicable

(1) CAS: Chemical Abstracts Service.

(2) Este parámetro es la NCA expresada como valor medio anual (NCA-MA).

(3) Las aguas superficiales continentales incluyen ríos y lagos y las masas de agua artificiales o muy modificadas conexas.

(4) Por lo que respecta a estas sustancias, los valores de la NCA en aguas superficiales continentales varían en función de la dureza del agua con arreglo a cuatro categorías.

Apartado B. Aplicación de las normas de calidad ambiental de las sustancias preferentes

1. Una masa de agua superficial cumple la NCA-MA cuando la media aritmética de las concentraciones medidas distintas veces durante el año, en cada punto de control representativo de la masa de agua, no excede de la norma.

2. Las NCA de las aguas establecidas en el presente anexo se expresan como concentraciones totales en toda la muestra de agua. Como excepción al párrafo primero, en el caso del arsénico, cobre, cromo, selenio y zinc (en lo sucesivo «metales»), las NCA del agua se refieren a la concentración disuelta, es decir, la fase disuelta de una muestra de agua obtenida por filtración a través de membrana de 0,45 µm o cualquier otro pretratamiento equivalente, o bien, cuando se indique de modo específico, a la concentración biodisponible. Al cotejar los resultados de los controles con la correspondiente NCA, se podrán tener en cuenta:

a) Las concentraciones de fondo natural de metales y sus compuestos, cuando dichas concentraciones impidan cumplir el valor fijado por la correspondiente NCA.

b) La dureza, el pH, el carbono orgánico disuelto u otros parámetros de calidad del agua que inciden en la biodisponibilidad de los metales, para lo que se han de determinar las concentraciones biodisponibles por medio de modelos adecuados de biodisponibilidad.

3. El Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en aras de la estandarización y comparabilidad de los resultados, podrá elaborar guías metodológicas en las que se especifiquen y desarrollen los procedimientos de aplicación de las NCAs establecidas en el apartado A.